

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2002.	Løpenr. (for bestilling) 4605-2002	Dato
	Prosjektnr. Undernr. 92040	Sider Pris 46
Forfatter(e) Tone Jøran Oredalen	Fagområde Eutrofiering, ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vestfold Interkommunale Vannverk (VIV)	Oppdragsreferanse Sverre Mollatt
--	-------------------------------------

Sammendrag

Formålet med overvåkingen i 2002 var å undersøke vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet som grunnlag for Vestfold interkommunale vannverk (VIV) til å bedømme den rådende vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende cyanobakterier og skadelige alger som kan medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet. Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai-oktober) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Vannkvaliteten i Akersvatnet basert på nitrogen-, fosfor- og klorofyll *a*-konsentrasjoner vurderes som meget dårlig (tilstandsklasse V) etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofegrad. Algebiomassen og planteplankton sammensetningen viser at Akersvatnet er eutrof – hypereutrof. Alle analyser av microcystiner, som ble analysert fra utvalgte prøvedyp i Akersvatnet (juli-september), viste lavere nivå enn WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann. ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoxisiner). Dette vil bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mhp. helseisriko knyttet til bading og drikkevannsuttak. Videre overvåking bør inkludere kvantitativ analyse av anatoksiner.

Fire norske emneord 1. Akersvatnet 2. Cyanobakterier 3. Eutrofiering 4. overvåking	Fire engelske emneord 1. Lake Akersvatnet 2. Cyanobacteria 3. Eutrophication 4. monitoring
--	--

Tone Jøran Oredalen
Prosjektleder

Anne Lysche Solheim
Forskningsleder

H. G. R. Selth
Forskningsdirektør

ISBN 82-577-4265-1

Akersvatnet

Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende
cyanobakterier i 2002

Forord

Denne rapporten presentere resultater fra overvåkingen av vannkvalitet og potensielt toksiske cyanobakterier i Akersvatnet i 2002, på oppdrag fra Vestfold Interkommunale vannverk (VIV). Årets resultater blir også sett i sammenheng med tidligere målinger, for å få et mer helhetlig bilde av tilstanden i innsjøen.

Feltarbeidet er utført Else Øyvor Sahlqvist, Bente Edvardsen og Tone Jøran Oredalen (NIVA) i samarbeid med Tom Antonsen fra VIV. Kjemiske analyser er analysert etter akkrediterte metoder ved laboratoriet på NIVA. Kvantitative planktontellinger er utført av Pål Brettum, og undersøkelser av håvtrekk og sestonfiltre av Randi Skulberg, begge NIVA. ELISA hurtigtest av algetoksiner er utført av Sigrid Haande (NIVA). Bearbeiding av dataene er utført av Jozsef Kotai, Pål Brettum og Tone Jøran Oredalen. Rapportering er utført av Tone Jøran Oredalen, med gode innspill fra Bente Edvardsen. Kvalitetssikrer for rapporten er Anne Lyche Solheim. Forsidefoto er tatt av Olav Skulberg.

En takk går til Olav Skulberg og andre på NIVA for gode bidrag, samt til VIV for et godt samarbeide.

Oslo, 11. desember 2002

Tone Jøran Oredalen

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Metoder og områdebeskrivelse	8
3. Resultater og diskusjon	10
3.1 Feltnålinger	10
3.1.1 Vanntemperatur og sjiktning	10
3.1.2 Lys	10
3.1.3 Siktedyp	11
3.1.4 Ledningsevne	12
3.1.5 Oksygen	13
3.2 Vannkjemiske forhold	14
3.2.1 Fosfor	14
3.2.2 Nitrogen	16
3.2.3 N/P-forhold	18
3.2.4 Organisk karbon	19
3.3 Planteplankton	20
3.3.1 Klorofyll	20
3.3.2 Planktonsammensetning	22
3.3.3 Cyanotoksiner og helserisiko	24
3.3.4 Konklusjoner	25
4. Referanser	26
Vedlegg A. Kjemiske analyseresultater	27
Vedlegg B. Felldata	29
Vedlegg C. Volumrelaterte beregninger	31
Vedlegg D. Resultater fra ELISA-immunoassay	32
Vedlegg E. Kvantitative planteplanktonanalyser	33
Vedlegg F. Kjemiske analysemetoder	38

Sammendrag

Akersvatnet er en grunn og næringsrik innsjø i Vestfold. Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservedrikkevannskilde for Vestfold fylke. Akersvatnet utnyttes også til jordvanning, rekreasjon, sportsfiske og er dessuten et naturvernområde. Undersøkelser av Akersvatnet på 1980-tallet viste at innsjøen hadde en utilfredsstillende vannkvalitet som råvannskilde til drikkevannsforsyning. På oppdrag for Vestfold interkommunale vannverk innledet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på 1980-tallet undersøkelser av toksinproduserende cyanobakterier og overvåking av vannkvalitet i Akersvatnet.

Formålet med overvåkingen i 2002 var å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet. Dette for å gi VIV grunnlag til å bedømme den rådende vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende blågrønnbakterier og skadelige alger som vil kunne medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai - oktober) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Variable som ble undersøkt var vanntemperatur, oksygenforhold, siktedyp, konduktivitet, lysinnstråling, konsentrasjon av næringssalter, klorofyll og organisk karbon, samt cyanotoksiner og kvantitativ sammensetning av planteplankton.

Vannkvalitet i Akersvatnet i 2002 er lite endret fra 2001. Ut fra SFT sitt klassifiseringssystem vurderes vannkvaliteten i 2002, basert på middelkonsentrasjoner av fosfor, klorofyll, nitrogen og siktedyp:

Variabel	benevning	I	II	III	IV	V
		"Meget god"	"God"	"Mindre god"	"Dårlig"	"Meget dårlig"
Total fosfor	µg/L					56,5
Klorofyll a	µg/L					23,5
Siktedyp	m				1,2	
Total-nitrogen	µg/L					1391

Blågrønnbakteriene dominerte i planteplanktonet gjennom store deler av sesongen, innenfor en variasjon på 35-80% av biomassen. Også innenfor de andre algegruppene som ble registrert, indikerer de hyppigst forekommende artene at Akersvatnet er en sterkt eutrof innsjø.

De mest dominerende artene blant cyanobakteriene som ble registrert i Akersvatnet sesongen 2002 er potensielt toksiske, og kan produsere levertoksiner og/eller nevrotoksiner. Samtlige toksinanalyser som ble tatt fra Akersvatnet (juli-september) gav verdier <0,5 µg microcystiner pr. liter. Dette er under grenseverdiene som WHO setter som akseptabelt for bading, og som maksimumsverdi for drikkevann. Det må bemerkes at ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Fordi to av de dominerende cyanobakterie-artene i Akersvatnet kan produsere slike anatoksiner, vil metode-begrensningen bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mhp. helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak. Det anbefales derfor at videre overvåking av vannkvaliteten i Akersvatnet også inkluderer kvantitativ analyse av anatoksiner.

Summary

Title: Monitoring of water quality and toxin producing Cyanobacteria in Lake Akersvatnet, 2002.

Year: 2002

Author: Tone Jøran Oredalen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4265-1

Lake Akersvatn is a shallow eutrophic lake in Vestfold county, south in Norway. Vestfold Intermunicipal Water Works (VIV) has since 1968 used the lake as a substitute drinking water reservoir. Lake Akersvatn is also utilized for irrigation, sports-fishing and recreational activities, besides being a national protected area. Investigations of lake Akersvatn in the early 1980-ies revealed that the lake had an unsatisfactory water quality as raw water for water supply. NIVA has been employed by VIV to monitor the water quality in lake Akersvatnet since the 1980-ies, with a special focus on the presence of potential toxic Cyanobacteria.

The aim of the investigation in 2002 was, as previously, to monitor the water quality and development of phytoplankton and potentially toxic Cyanobacteria in lake Akersvatn. This to provide current information for assessment of the water quality of the lake as a substitute drinking water reservoir. It also aims at providing warning for mass occurrence of toxic Cyanobacteria, that can make practical problems for the utilization of the water.

This report presents the results from measurements and samplings performed in March and monthly in the period May to October, at the main sampling station in Lake Akersvatnet. Variables measured were: Water temperature, oxygen saturation, secchi-depth, conductivity, irradiance, concentrations of nutrients, chlorophyll and organic carbon, besides cyanotoxins and phytoplankton biomass and -species composition.

The water quality in lake Akersvatnet in 2002 is fairly unchanged from 2001. According to the national system for water quality classification, the water quality in lake Akersvatn is classified as very poor, based on average concentrations on phosphorous, nitrogen, chlorophyll and secchi-depth.

Variabel	unit	I	II	III	IV	V
		"Very good"	"Good"	"Less good"	"Poor"	"Very poor"
Total phosphorous	µg/L					56,5
Chlorophyll-a	µg/L					23,5
Secchi-depth	m				1,2	
Total nitrogen	µg/L					1391

The bluegreenbacteria was dominating the phytoplankton community throughout the summer season, within a variation of 35-80% of the biomass. The species most frequently occurring within the other systematic groups represented, also indicates that lake Akersvatnet is a strongly eutrophicated lake.

The most dominating species among the bluegreenbacteria in lake Akersvatnet in 2002 are potentially toxic, and might produce hepato- and/or neurotoxins. All analysis of toxins made from lake Akersvatn (July-September) showed values < 0,5 µg microcystins/L. This is below the limit value set by WHO for acceptable water quality according to bathing and raw water for drinking water supply. It must be mentioned that the ELISA-method used, is able to detect microcystins and nodularin (both hepatotoxins), but not anatoxins (neurotoxins). Because two of the dominating species in lake Akersvatn might produce anatoxins, the limitations in the method will contribute to uncertainty in assessment of water quality in relation to bathing and drinking water supply. Further monitoring should therefore include quantitative analysis of anatoxins.

1. Innledning

Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservedrikkevannskilde for Vestfold. Akersvatnet utnyttes også til jordvanning, rekreasjon, sportsfiske og er dessuten et naturvernområde. I 1980 ble det nye reservevannverket ved Akersvatnet ferdig utbygget. Undersøkelser av Akersvatnet på 1980-tallet viste at innsjøen hadde en utilfredsstillende vannkvalitet som råvannskilde til drikkevannsforsyning (bl.a. Skulberg & Underdal 1985, Skulberg 1991). Hovedproblemet var da og er fortsatt stor forekomst av alger som medfører problemer ved renseprosessen i vannverket. Et annet problem er forekomst av toksinproduserende cyanobakterier (= blågrønnalger). På oppdrag for Vestfold interkommunale vannverk innledet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på 1980-tallet undersøkelser av toksinproduserende cyanobakterier og overvåking av vannkvaliteten i Akersvatnet.

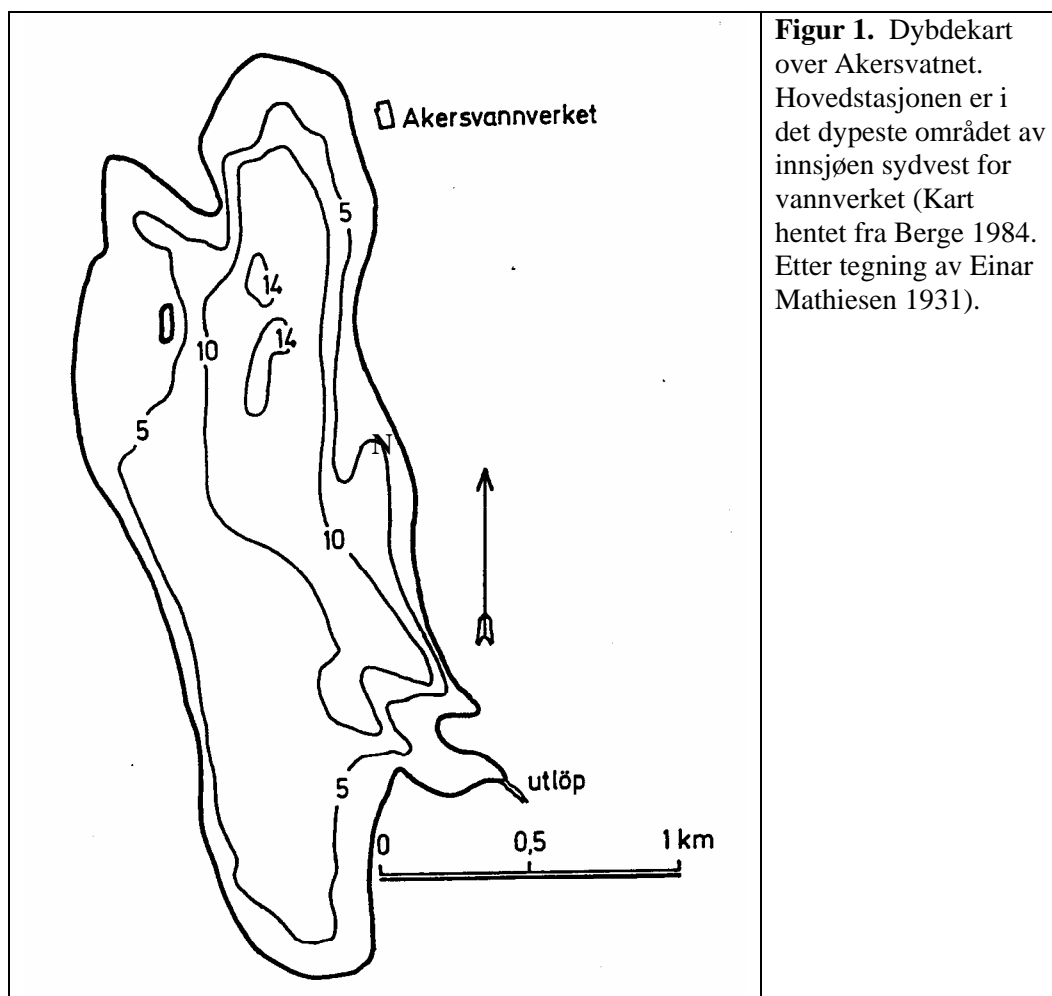
Formålet med overvåkingen i 2002 var å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet. Dette for å gi VIV grunnlag til å bedømme den rådende vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende blågrønnbakterier og skadelige alger som vil kunne medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai - oktober) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Rapporten inkluderer også noen resultater fra overvåkingen foretatt i Akersvatnet i perioden 1993-2000 til sammenligning og for å kunne vurdere om forholdene har forandret seg over tid.

2. Metoder og områdebeskrivelse

Prøvetaking og målinger ble utført ved hovedstasjonen, posisjon ca. 59°15.13' N, 10°19.90' E, i det dypeste området av Akersvatnet (12-13 m, se **Figur 1.**).

Årets første prøvetaking ble foretatt under vinterforhold gjennom hull i isen den 12. mars 2002. Etter isløsningen ble prøvetaking og målinger foretatt månedlig gjennom produksjonsperioden den 7. mai, 4. juni, 2. juli, 6. august og 10. september og 24. oktober.



En oversikt over fysiske, kjemiske og biologiske parametre som ble undersøkt er vist i **Tabell 1**. En mer detaljert beskrivelse av de kjemiske analysene er gitt i Vedlegg F. Temperatur, lys- og oksygenforhold ble målt i hver meter fra overflaten til bunnen. I tillegg ble siktedyp bestemt. Vannprøver ble tatt i hver meter med vannhenter (Limnos, 3,5 L). Seston på filter fra hver meter ble undersøkt i mikroskop. Kjemiske parametre og klorofyllkonsentrasjon ble analysert i prøver fra faste, utvalgte dyp (se Tabell 1). Kvantitative planteplanktonundersøkelser ble utført med prøver fra 0, 2 og 4 m (Tabell 1) etter metode beskrevet av Brettum (1989) og Olrik et al. (1998). Levende

håvtrekkprøver ble undersøkt kvalitativt under mikroskop. Toksinanalyser av typen microcystin ELISA-test ble utført ved utvalgte datoer.

Beregninger av gjennomsnitt for ulike vannvolum er utført ved å vekte verdiene i forhold til hvor stor andel av innsjøens totale volum som intervallet representerer, s.k. volumrelatert vekting (se Vedlegg C).

Tabell 1. Oversikt over analysevariabler, prøvetakingsdyp, metoder og instrumenter brukt ved feltarbeid og analyser på Akersvatnet 2002.

Parameter	Enhet	Dyp (m)	Metode (NIVA-metode nr., instrument)
Feltnmålinger			
vanntemperatur	°C	hver m	YSI Model 58 termometer
oksygenkonsentrasjon	mg L ⁻¹ , % metning	hver m	YSI Model 58 oppløst oksygen måler
ledningsevne	mS m ⁻¹	hver m	Conduktometer WTW LF 191
lysintensitet	µmol m ⁻² s ⁻¹	hver m	LICORE 1000 lysmåler
siktedyp	m	-	Secchi skive
vannets farge		halve siktedypet	Farge mot secchi-skive
Kjemiske analyser			
Total-P/L (total P)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D2-1, Skalar autoanalysator
Total-P/P (partikulært P)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D2-1, Skalar autoanalysator
PO4-P (fosfat)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D1-1, Skalar autoanalysator
Tot-N/L (total N)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D6-1, Skalar autoanalysator
NH4-N (ammonium)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D5-1, Technicon autoanalysator
NO3-N(nitrat)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D3, Skalar autoanalysator
TN/GFF (partikulært N)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G6, Carlo Erba elementanalysator
TOC (total organisk C)	mg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G4-2 Phoenix TOC-TC analysator
TOC/GFF (partikulært organisk C)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G6 Carlo Erba elementanalysator
KLA/S (klorofyll a)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	H1-1 Perkin-Elmer spektrofotometer
Biologiske analyser			
Planteplanktonvolum og artssammensetning	mm ³ m ⁻³	0, 2 og 4 m,	se Brettum 1989
Planteplanktonsammen- setning	kvalitativt	hver m	mikroskopisk undersøkelse av sestonfilter
Toksinanalyse			
microcystin- immunoassay	µg L ⁻¹	utvalgte	EnviroLogix Inc. "ELISA- testkit"

¹ Bunnvann ved 11 eller 12 m dyp

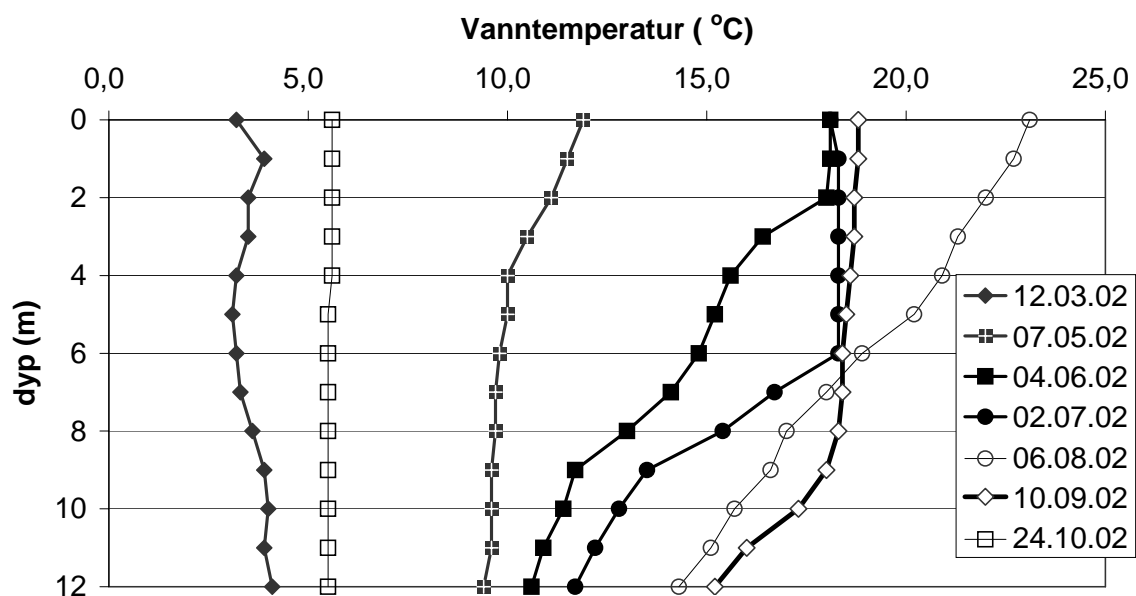
Det ble gitt løpende informasjon til VIV i form av korte rapporter (10.05, 27.05, 21.06, 31.07, 06.09, 07.10) om resultatene fra feltnmålinger, laboratorieanalyser og planteplanktontellinger.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Feltnmålinger

3.1.1 Vanntemperatur og sjiktning

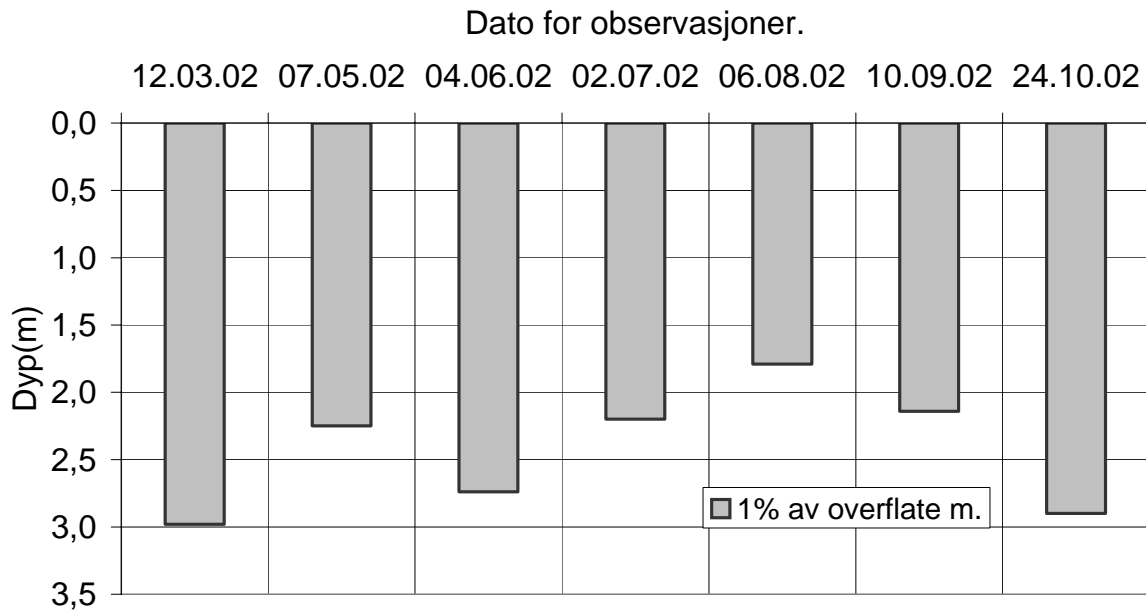
Vannmassenes lagdeling har avgjørende betydning for kjemiske og biologiske prosesser i en innsjø og derfor fordeling og vekst av alger og cyanobakterier. Vanntemperaturprofiler målt i 2002 er vist i **Figur 2**. Kurvene viser at vannmassene hadde fullsirkulert i slutten av april/begynnelsen av mai. Alt ved prøvetaking den 7. mai, hadde temperaturen i vannsjiktet fra overflaten og ned til 4 meters dyp økt merkbart i forhold til vannlaget under. Utover sommeren fortsatte temperaturen i overflatelaget å stige, og var på sitt høyeste den 6. august (24 grader) etter en lang og solrik periode. Sprangsjiktet varierte mellom 2 og 8 meters dyp gjennom sesongen. Sprangsjiktet er definert som overgangslaget mellom overflatelaget (epilimnion) og bunnvann (hypolimnion), der temperaturendringen er mer enn 1°C pr. meter dyp. Høstfullsirkulasjonen skjedde i perioden rundt den 24. oktober.



Figur 2. Temperaturvertikalprofil for Akersvatnet 2002

3.1.2 Lys

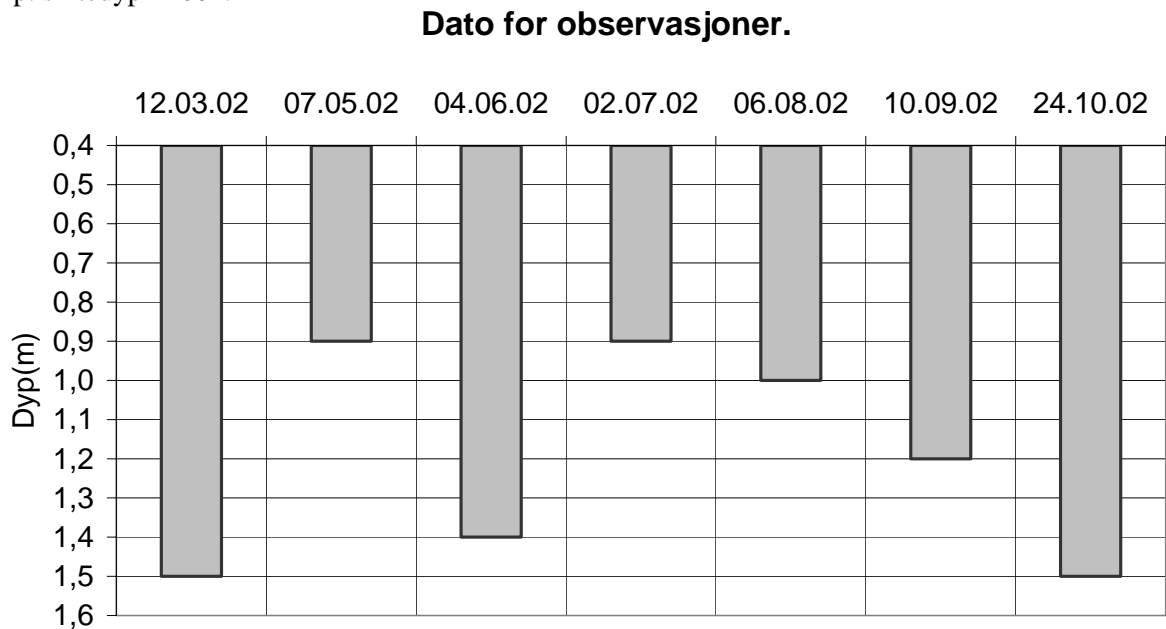
Innsjøens gjennomtrengelighet for lys er av stor betydning for hvor dypt ned algene kan vokse. Det nedre dybdenivå hvor algene kan vokse (fotosyntese og respirasjon balanserer slik at netto primærproduksjon blir null) kalles for kompensasjonsdypet, og sammenfaller vanligvis med 1% lysdyp. **Figur 3** viser dypet hvor det gjensto 1% av overflatelyset i 2002. I sommersesongen varierte 1% lysdyp mellom 1,8 og 2,9 meter, noe som ligger i samme størrelsesområdet som i 2000 og 2001. Dette indikerer mulig lysbegrensning i algesamfunnet, da sirkulasjonsdypet er større enn 4 meter gjennom det meste av vekstsesongen.



Figur 3. Dyp i Akersvatnet med gjenværende 1% av innstrålt lys, 2002

3.1.3 Siktedyp

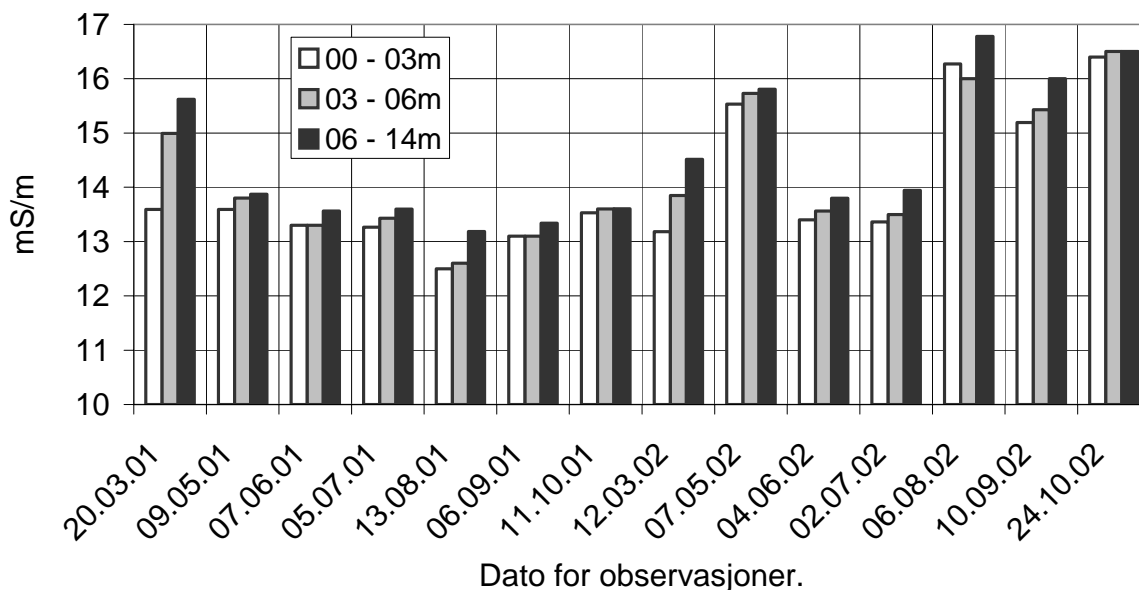
Siktedyp er et mål for klarheten i vannet. Innsjøens innhold av partikler, kolloider og løste fargekomplekser er avgjørende for siktedypet. Målingene av siktedyp for 2002 er vist i **Figur 4**. Minste siktedyp ble målt i mai og juli (0,9 meter), største siktedyp var i oktober med 1,5 meter. Gjennomsnittlig siktedyp for perioden mai til oktober var på 1,15 meter, tilsvarende det som ble målt i 2001. Utfra SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997) plasseres Akersvatn i tilstandsklasse IV "Dårlig" mhp. siktedyp i 2002.



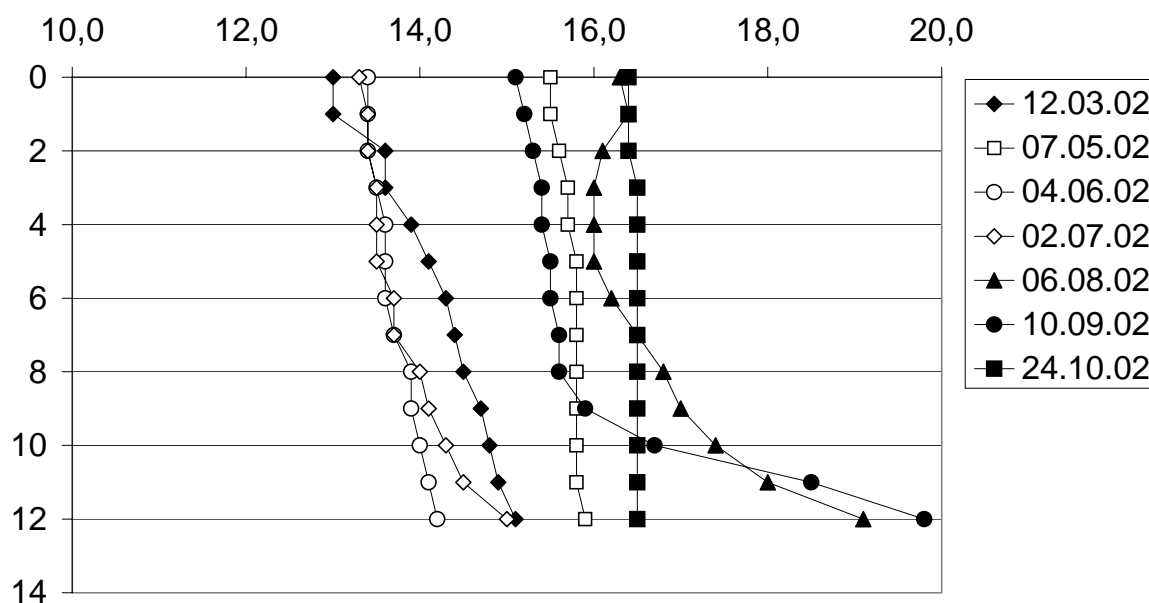
Figur 4. Siktedyp i Akersvatnet for 2002.

3.1.4 Ledningsevne

Elektrolytisk ledningsevne eller konduktivitet er et mål for mengden positive og negative ladete partikler (ioner) i vannet. Konduktiviteten for dybdeintervall i Akersvatnet i 2002 er vist i **Figur 5**, og som funksjon av dypet i **Figur 6**. Variasjonene i konduktivitet var generelt små gjennom vannsøylen i hele sesongen, bortsett fra i august og september da den økte markert i bunnvannet (**Figur 6**). Høyere ledningsevne i dypvannet kan skyldes utløsning av salter fra sedimentene p.g.a. oksygenfritt vann over sedimentoverflaten, tilsig av mineralrikt grunnvann, og høyere grad av nedbrytning av organisk materiale (mineralisering) i dypvannet enn i epilimnion. Konduktiviteten beregnet for hele vannsøylen var i 2002 i gjennomsnitt $15,0 \text{ mS m}^{-1}$. Dette er noe høyere enn det som ble registrert i 2001, da middelverdien var $13,9 \text{ mS m}^{-1}$.



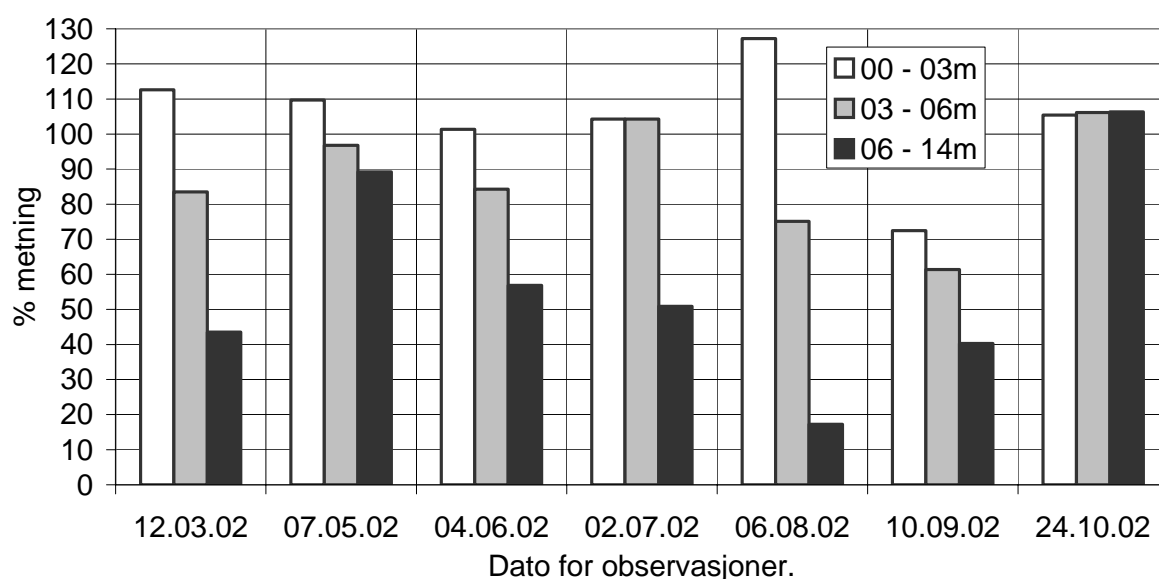
Figur 5. Beregnet ledningsevne (mS/m) for dybdeintervall i Akersvatnet i 2001-20002



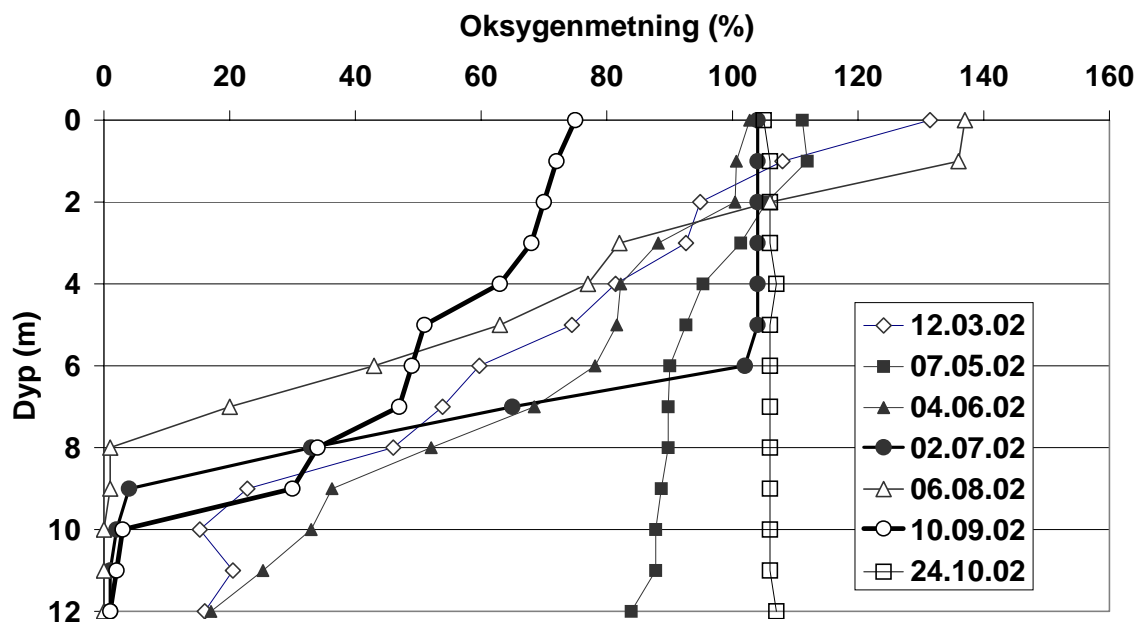
Figur 6. Vertikalsnitt for ledningsevne (mS/m) i Akersvatnet for sesongen 2002

3.1.5 Oksygen

En innsjø tilføres oksygen fra overflatelaget ved innblanding av atmosfærisk oksygen, fra planter og algers fotosyntese, samt fra elvevann. Akersvatnet er grunn og vindeksponert, noe som medfører at vannmassene blandes godt under både vår og høstsirkulasjonene. **Figur 7** viser oksygenmetningen i tre dybdeintervall gjennom sesongen i Akersvatn. Oksygenmetningen reduseres i nedre vannlag utover i sommerstagnasjonsperioden, og først ved fullsirkulasjonen i oktober er det igjen 100 % metning gjennom hele vannsøylen. Til tross for at nedre dybdeintervall (6-14 meter) i sjøen aldri er under 18 %, viser oksygenprofilene i **Figur 8** at vannsjiktet rett over sedimentet (10-12 meter) er tilnærmet oksygenfritt ved målingene i juli, august og september. Dette er en situasjon som bidrar til å forverre situasjonen i sjøen, fordi fosfor kan frigjøres fra sedimentene og ut i bunnvannet under anaerobe forhold. Når dette fosforet bringes opp i hele vannmassen under fullsirkulasjonsperiodene, blir den biotilgjengelige fraksjonen tatt opp i planktonbiomassen gjennom algenes fotosyntese. Når algebiomassen senere brytes ned, forbrukes oksygen, og innsjøen kommer inn i en selvforsterkende negativ utvikling (indre gjødsling).



Figur 7. Beregnet oksygenmetning (%) for ulike dybdeintervall i Akersvatn i 2002.



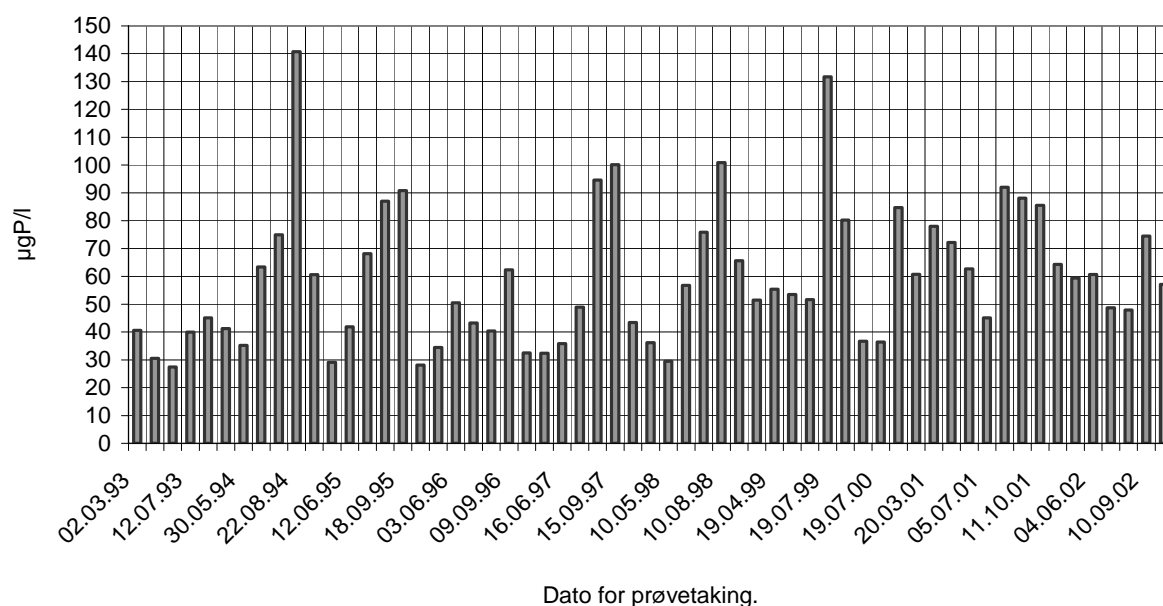
Figur 8. Vertikalsnitt av oksygenmetning (%) i Akersvatn gjennom sesongen 2002

3.2 Vannkjemiske forhold

3.2.1 Fosfor

Vannmassenes innhold av næringssalter har avgjørende betydning for planteplanktonutviklingen i en innsjø, både kvantitativt og kvalitativt.

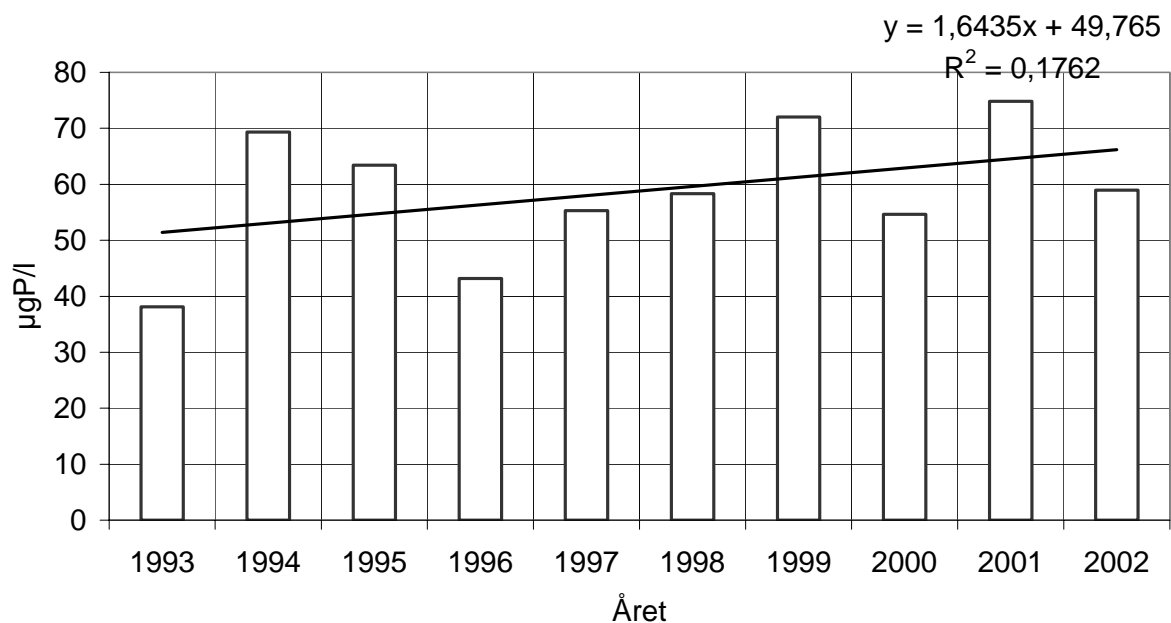
Fosfor i innsjøer finnes som oppløst organisk fosfor, som fosfat (PO_4^{3-}) og partikkelbundet i uorganisk eller organisk materiale. Total-fosfor-analysene omfatter alle fraksjonene. Fosfat (PO_4^{3-}) er den mest biotilgjengelige fraksjonen for planteplanktonet, og blir tatt opp i algebiomassen gjennom fotosyntesen. **Figur 9** viser utviklingen i total-fosfor konsentrasjoner beregnet for hele vannsøylen, i perioden 1993-2002. Sammenholdt med de årlige middelverdiene for samme periode, ser det ut til fosfor-innholdet kan ha steget noe gjennom perioden ($R^2 = 0,1762$, **Figur 10**).



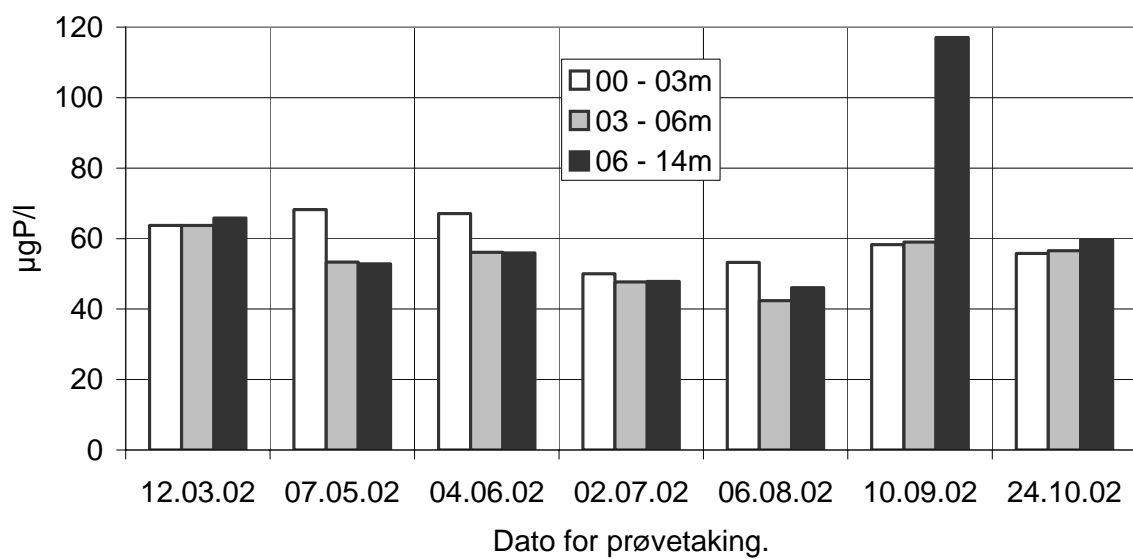
Figur 9. Beregnet innhold av total-fosfor ($\mu\text{g/L}$) i hele vannsøylen (0-14 meter) i Akersvatn 1993-2002. Ved flere observasjoner i samme måned, er middelverdien brukt.

Fosfor-konsentrasjonen fordeler seg relativt jevnt gjennom vannmassen (**Figur 11**), gjennom hele sesongen, bortsett fra i september og delvis i august. For måledatoene disse månedene viser analysene kraftig økning i konsentrasjonen i vannlaget rett over sedimentoverflaten (**Figur 12**). Dette skyldes oksygenmangel og reduserende forhold i sedimentet. Under slike forhold reduseres 3-verdig jern til 2-verdig, og gjennom denne prosessen frigis fosfat (som var bundet til 3-verdig jern) fra sedimentet. Vi ser av **Figur 13** at en stor andel av det målte total-fosforet er i form av lett biotilgjengelig fosfat.

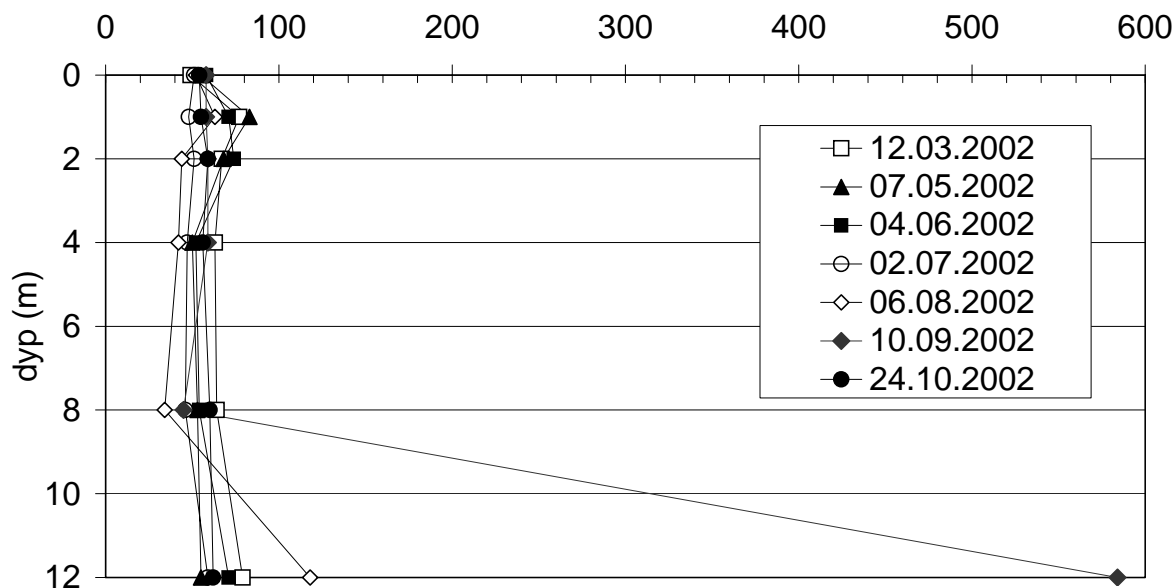
Generelt er konsentrasjonene av total-fosfor høye også i de øvre vannlagene. Middelverdien for sesongen i vannlaget 0-8 meter, der ekstremverdiene fra bunnlaget er utelatt, er $56,5 \mu\text{g/L}$. Dette plasserer Akersvatnet i tilstandsklasse V "Meget dårlig" i SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1997).



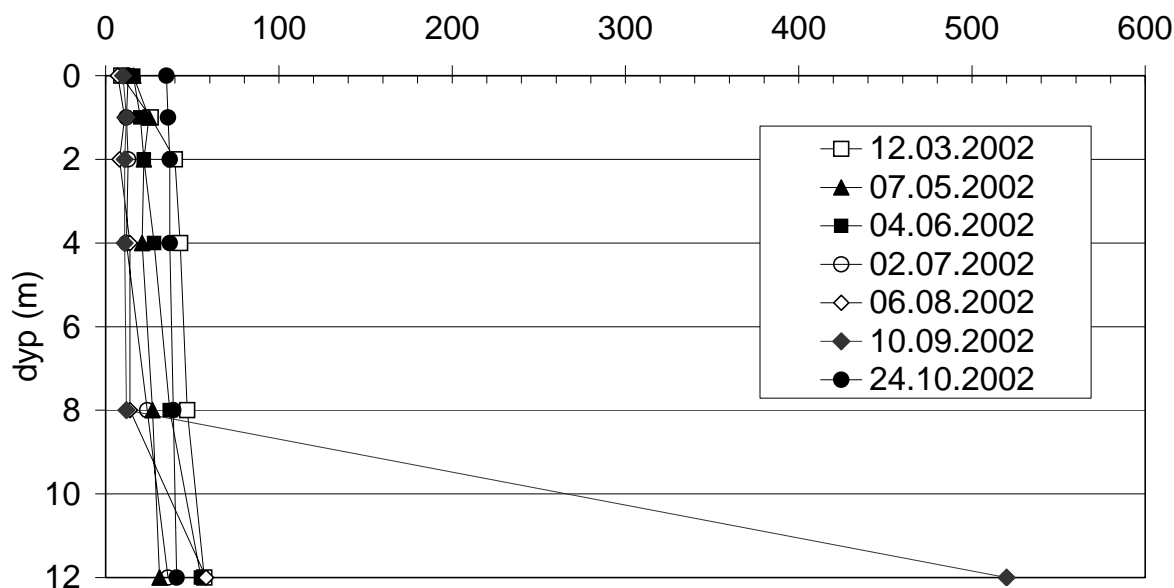
Figur 10. Beregnet årsmiddelkonsentrasjon av total-fosfor (µg/L) i hele vannvolumet (0-14 meter) i Akersvatn for perioden 1993-2002.



Figur 11. Beregnet innhold av total-fosfor (µg/L) i dybdeintervall for Akersvatn 2002



Figur 12. Vertikalsnitt av målte totalfosfor-konsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet gjennom sesongen 2002

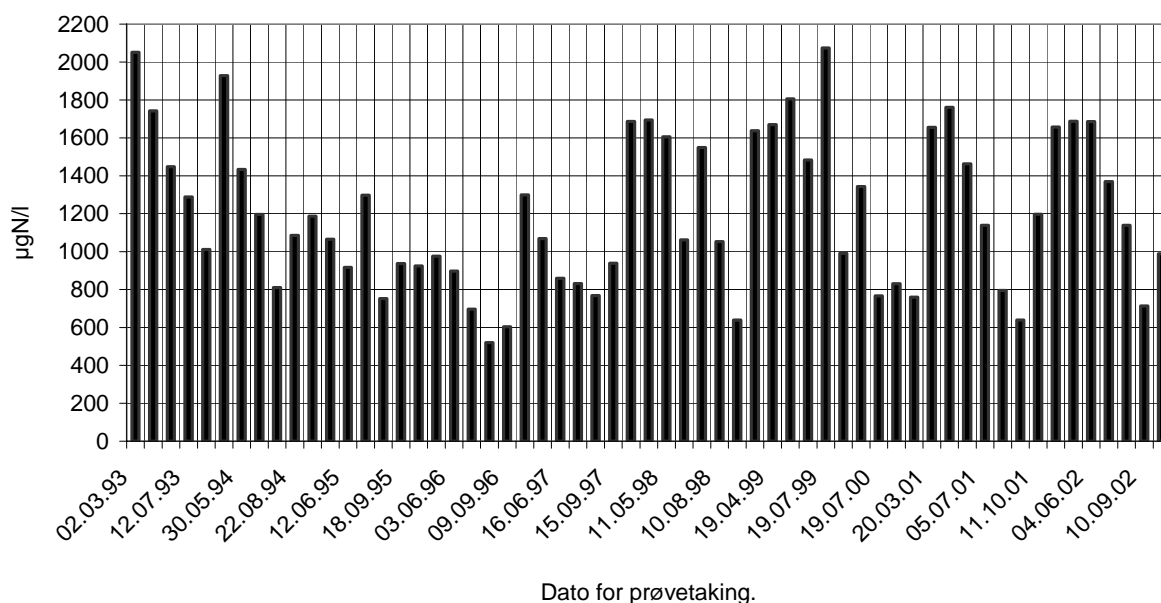


Figur 13. Vertikalprofil av målte fosfat-konsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet gjennom sesongen 2002

3.2.2 Nitrogen

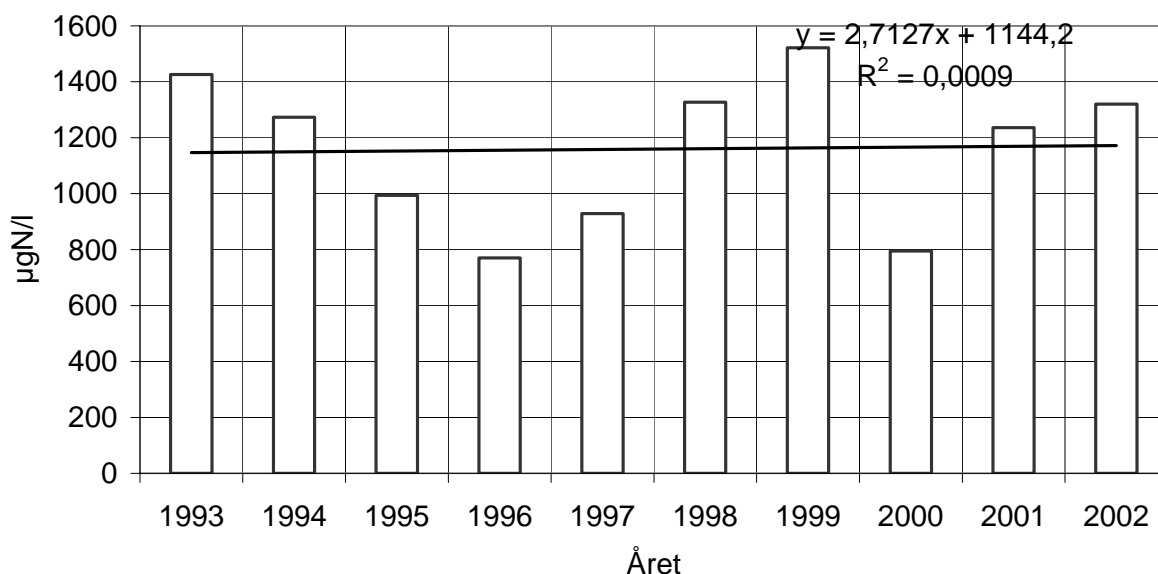
Nitrogen i innsjøene består primært av nitrat (NO_3^-) og organisk bundet nitrogen (organisk N), mens ammonium (NH_4^+) normalt finnes i lave konsentrasjoner under oksygenerte forhold. Mikrobiell nedbrytning av organisk materiale vil imidlertid frigjøre ammonium eller ammoniakk (NH_4^+ eller NH_3). Nitrat og ammonium er de viktigste nitrogen-kildene for primærprodusentene, dvs. i hovedsak alger i innsjøsystemer. I tillegg til opptak i algebiomasse kan nitrat også reduseres ved bakteriell aktivitet (denitrifikasjon) under sterkt anaerobe forhold. Slike forhold oppstår gjerne i nedre vannmasser (hypolimnion) i næringsrike sjøer under stagnasjonsperiodene sommer og vinter.

Figur 14 viser utviklingen i beregnet innhold av total-nitrogen gjennom hele vannmassen i Akersvatnet i perioden 1993-2002.



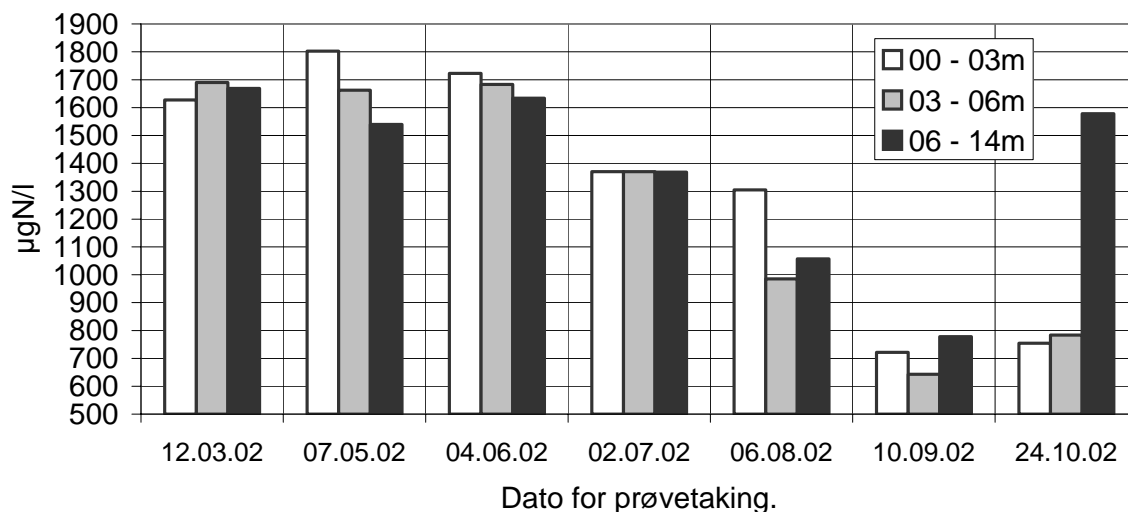
Figur 14. Beregnet innhold av total-nitrogen ($\mu\text{gN/l}$) for hele vannsøylen (0-14 meter) i Akersvatn 1993-2002. Ved flere observasjoner i samme måned, er middelverdien brukt.

Sammenholdt med middelverdiene for hvert år, ser nitrogeninnholdet i innsjøen ut til å ha holdt seg stabilt gjennom perioden ($R^2 = 0,0009$, **Figur 15**). Nitrogeninnholdet fordeler seg relativt jevnt i de ulike vannlagene, men utover ettersommeren og høst reduseres nitrogen-mengdene i øvre vannlag og øker i bunnlaget (**Figur 16**). En stor andel av nitrogenet finnes i form av nitrat tidlig i sesongen, men andelen blir gradvis redusert utover sommeren, og nitraten er så godt som oppbrukt gjennom hele vannmassen i august/september (**Figur 17**). Årsaken til dette forløpet er at nitrat forbrukes gjennom primærproduksjonen, og ved maksimal biomasse i august og september er tilnærmet all nitrogen bundet i algebiomasse. En del nitrogen felles ut og blir "borte" fra vannsøylen, fordi algene dør og synker ned mot sedimentet. Næringsstoffene blir delvis tilbakeført til vannfasen ved fullsirkulasjonen i oktober. De lave konsentrasjonene av total-nitrogen i august og september skyldes trolig også lite eksterne tilførsler i denne nedbørfattige perioden.

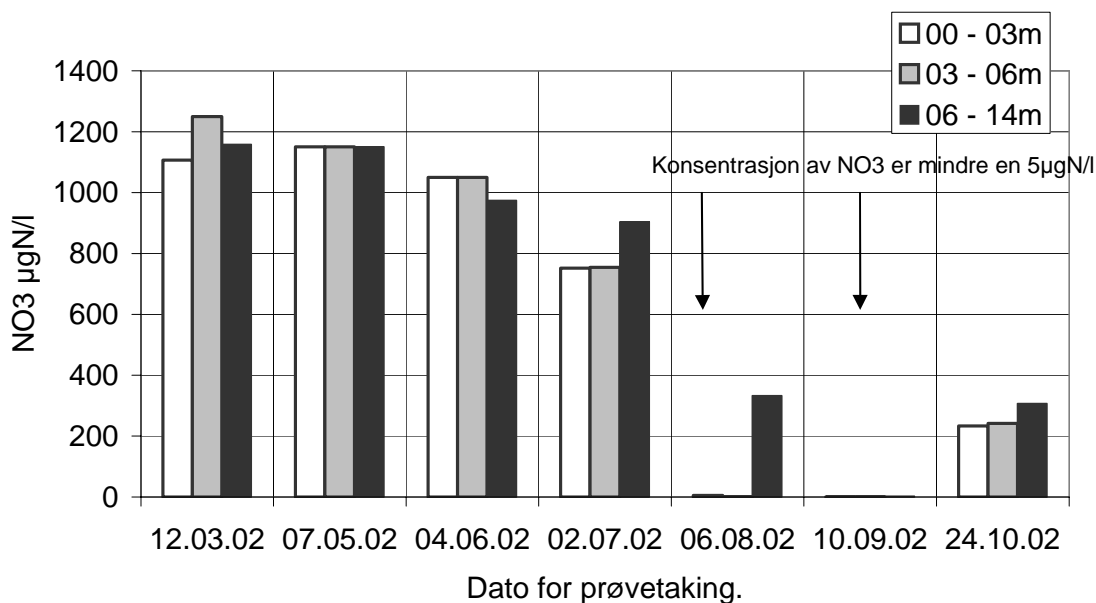


Figur 15. Beregnet årsmiddelkonsentrasjon av total-nitrogen ($\mu\text{g/L}$) i hele vannvolumet (0-14 meter) i Akersvatn for perioden 1993-2002.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av total-nitrogen i 0-8 meters dyp var $1391 \mu\text{g/L}$ for sesongen 2002. Etter SFTs klassifiseringssystem innplasseres vannkvaliteten i Akersvatnet for 2002 i tilstandsklasse V "Meget dårlig" mhp. nitrogen-konsentrasjon (SFT 1997).



Figur 16. Beregnet innhold av total-nitrogen ($\mu\text{g/L}$) i dybdeintervall for Akersvatn 2002

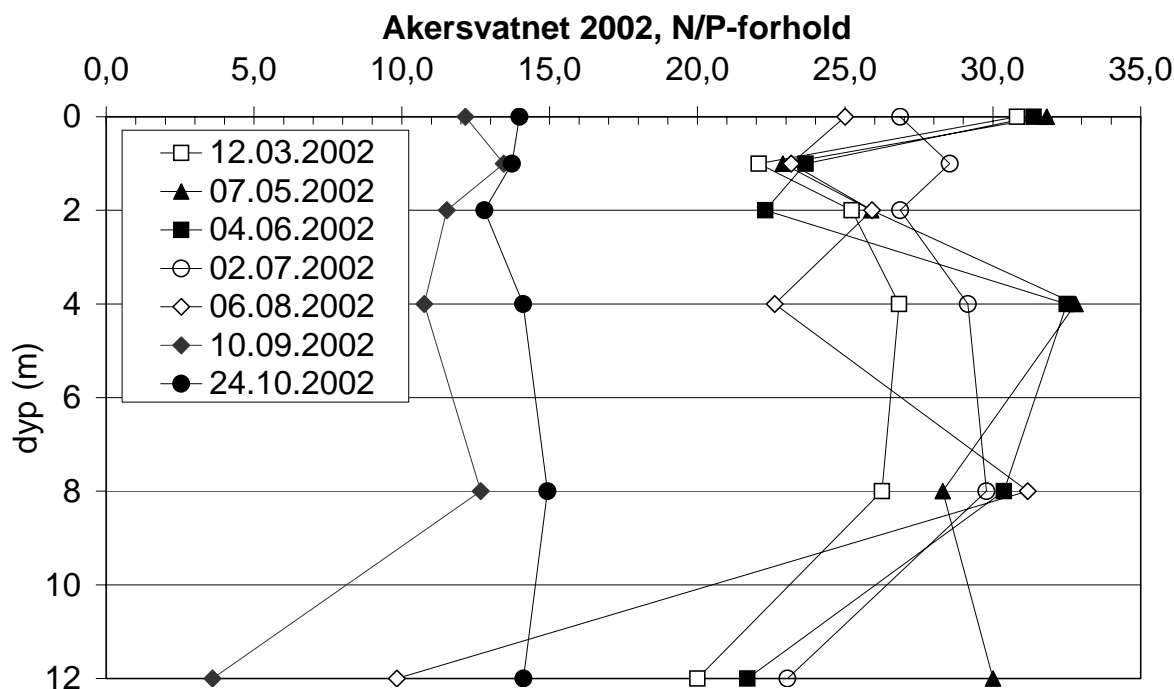


Figur 17. Beregnet innhold av nitrat ($\mu\text{g/L}$) i dybdeintervall for Akersvatn 2002

3.2.3 N/P-forhold

Planktonalger inneholder i gjennomsnitt ca. 16 N atomer for hvert P atom og har et N/P forhold på vektbasis på ca 1:7. Ved N/P-forhold (på vektbasis) høyere enn 12 regnes primærproduksjonen å være begrenset av fosfor (Berge 1983). I Akersvatnet er en mulig N-begrensning aktuelt i september (**Figur 18**), i tillegg til en evt. lysbegrensning. Gjennom sommersesongen (mai- september) ligger N/P

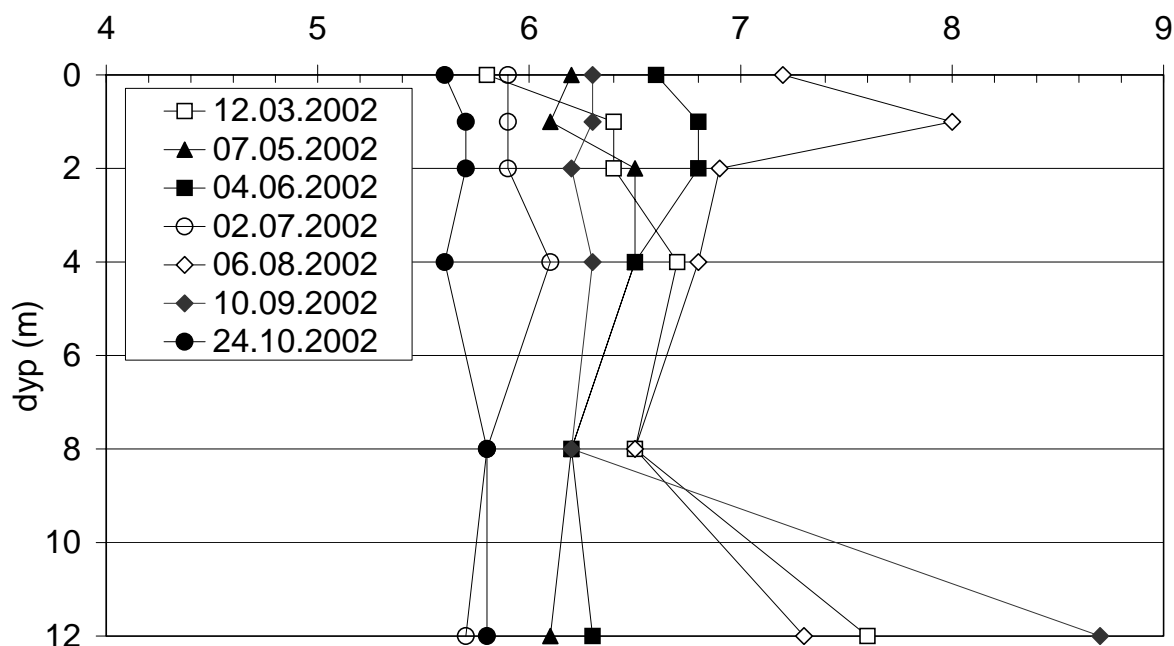
forholdet mellom 20 og 33. Generelt synker forholdstallet ned mot bunnen av vannmassene. Dette skyldes i hovedsak at fosfor-konsentrasjonene øker i området over sedimentoverflaten.



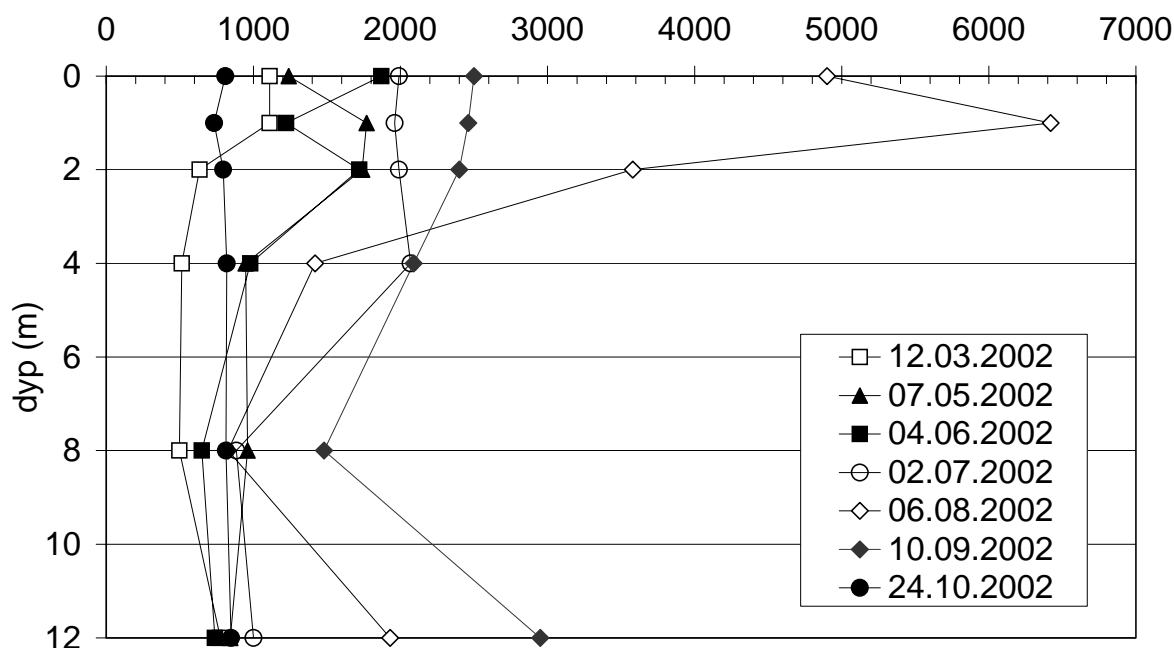
Figur 18. Vertikalprofil av beregnet N/P-forhold i Akersvatnet gjennom sesongen 2002

3.2.4 Organisk karbon

TOC (total organic carbon) uttrykker direkte mengden organisk karbon i vannmassene, og TOC/GFF er mengden partikulært organisk karbon. I Akersvatnet var det en tydelig topp både i total organisk karbon og i partikulær fraksjon på 1 meters dyp i august 2002 (**Figur 19, Figur 20**). Dette sammenfaller med tidspunkt og dyp for maksimal biomasse av planteplankton. Figurene viser også en økning av begge variablene ned mot bunnen i august og september. Dette skyldes at dødt organisk materiale synker ned gjennom vannlagene og oppkonsentreres i dypvannet. Dette er også årsaken til høye konsentrasjoner i bunnvannet ved slutten av vinterstagnasjonen i mars.



Figur 19. Vertikalprofil av målte verdier av totalt organisk karbon (mg/L) i Akersvatnet gjennom sesongen 2002



Figur 20 Vertikalprofil av målte verdier av partikulært organisk karbon (TOC/GFF, µg/L) i Akersvatnet gjennom sesongen 2002

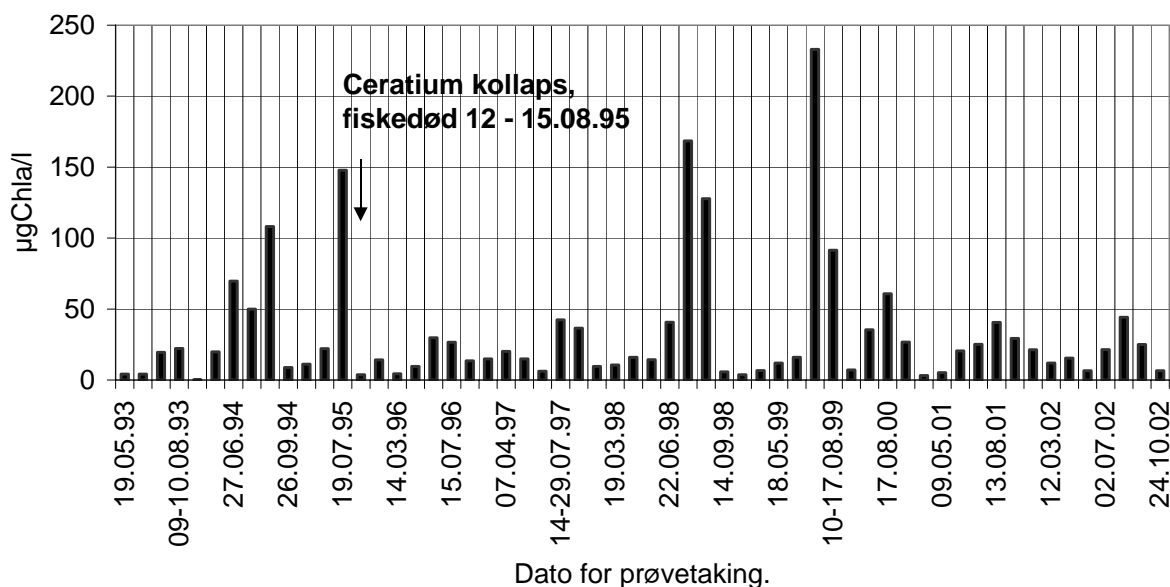
3.3 Planteplankton

3.3.1 Klorofyll

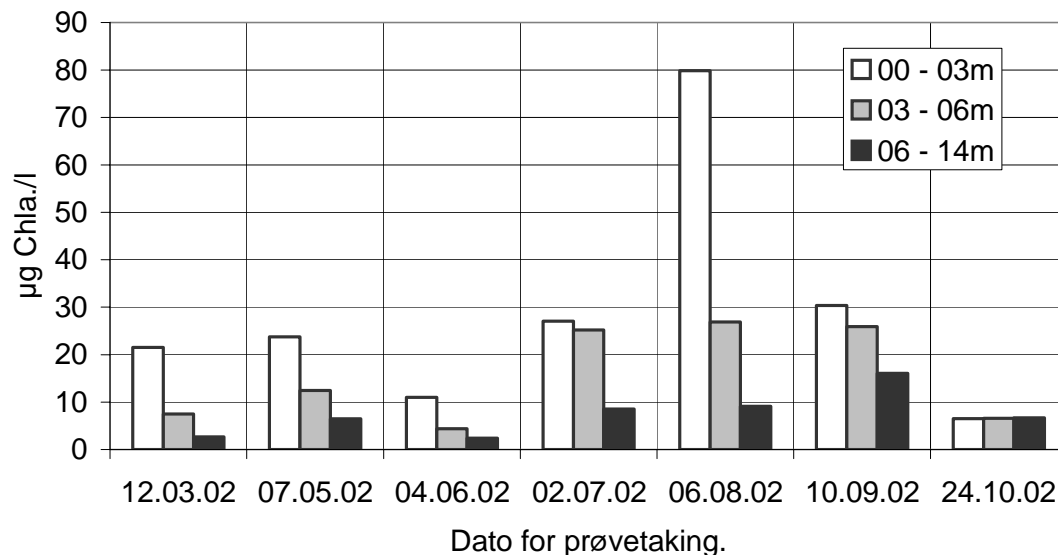
Alle planter, alger og fotosyntetiserende bakterier (bl.a. cyanobakterier) inneholder pigmentet klorofyll for å høste solenergi til fotosyntesen. Klorofyllkonsentrasjonen brukes som mål for

planteplanktonbiomasse, selv om klorofyllinnhold pr. celle varierer noe fra en organismegruppe til en annen, samt med lysforholdene.

Figur 21 viser beregnet klorofyllinnhold for hele vannmassen i Akersvatnet for perioden 1993-2002. Maksimalt klorofyllinnhold ble registrert i august, men verdien lå langt under det som er registrert enkelte tidligere år, f.eks i 1995, 1998 og 1999. Gjennomgående er klorofyllinnholdet høyest i vannsjiktet fra 0-3 meter, og lavest i dyplaget (6-14 meter) (**Figur 22**). Målingene samvarierer godt med registreringene av planteplankton ved samme prøvetakingstidspunkt.

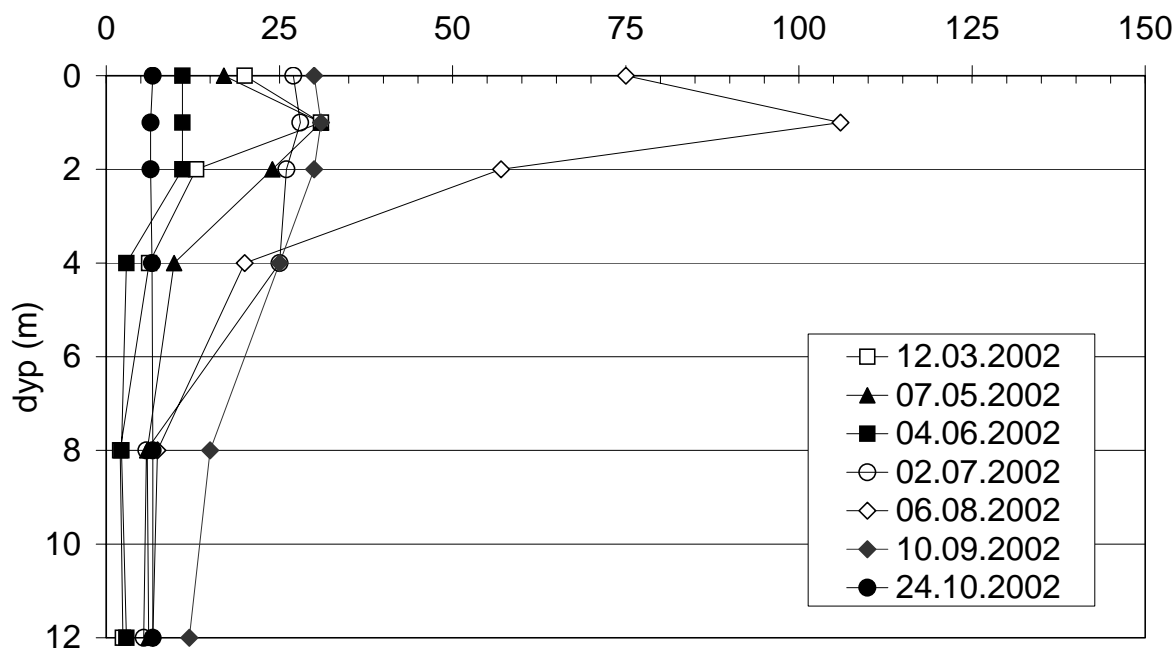


Figur 21. Beregnet konsentrasjoner av klorofyll ($\mu\text{g/L}$) i hele vannsøylen (0-14 meter) i Akersvatn 1993-2002



Figur 22. Beregnet konsentrasjoner av klorofyll ($\mu\text{g/L}$) i 3 dybdeintervall i Akersvatn 2002

Figur 23 viser hvordan klorofyllkonsentrasjonen varierer med dypet gjennom sesongen 2002. Maksimal konsentrasjon ble registrert på 1 meters dyp den 6. august, noe som sammenfaller med måleverdiene for organisk karbon og de kvantitative planteplanktontellingene.



Figur 23. Vertikalprofiler av målte klorofyllverdier ($\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet 2002

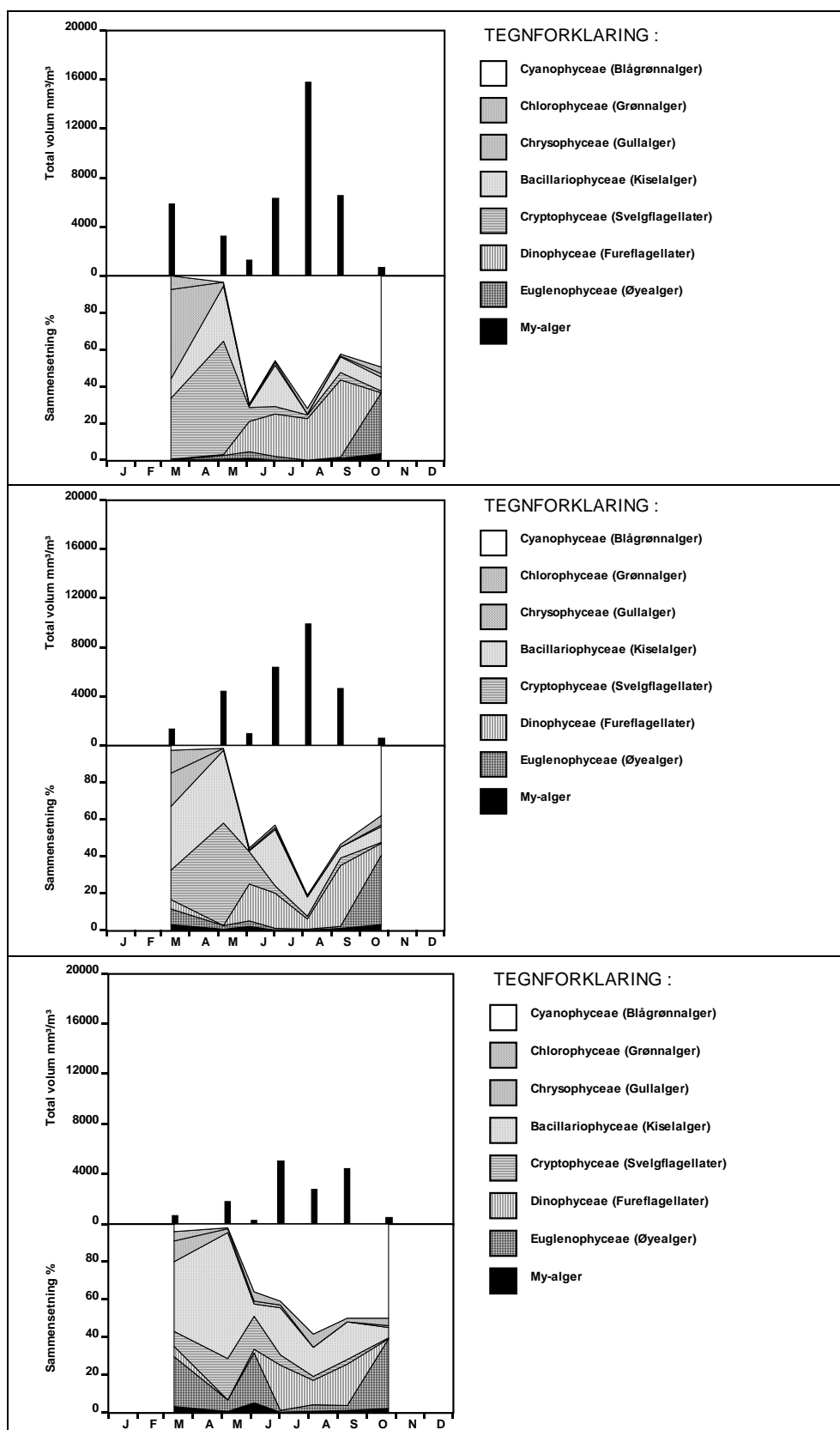
Gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjon i 0-8 meters dyp var $23,5 \mu\text{g/L}$ for sesongen 2002. Etter SFTs klassifiseringssystem innplasseres vannkvaliteten i Akersvatnet i tilstandsklasse V "Meget dårlig" mhp. klorofyll-konsentrasjon (SFT 1997).

3.3.2 Planktonsammensetning

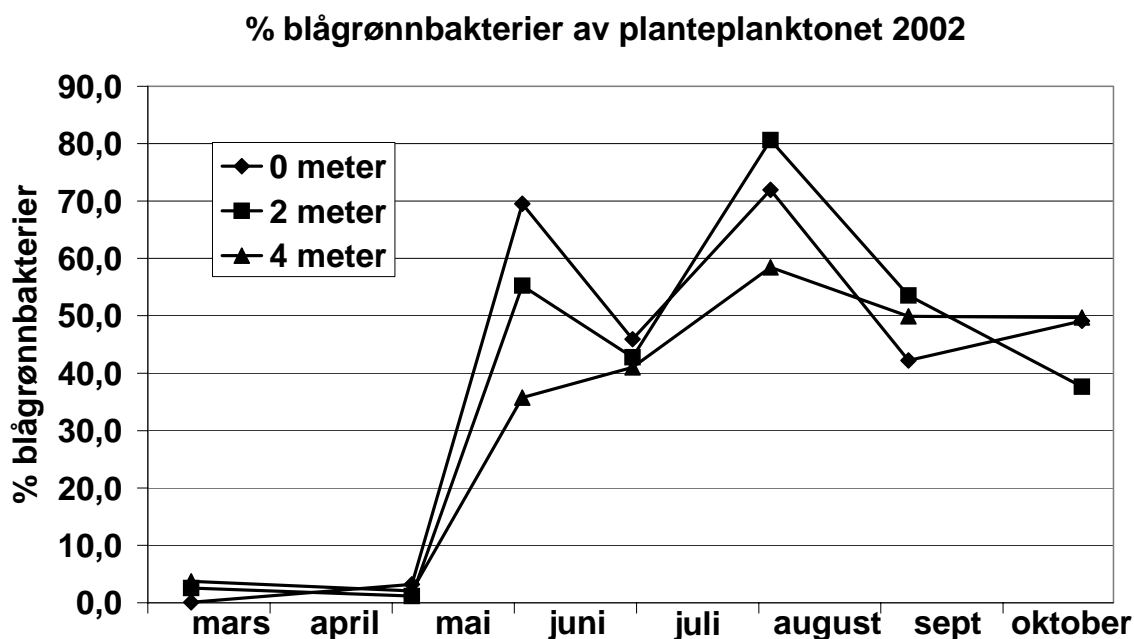
Maksimal total volum av planteplankton ble målt i overflaten i Akersvatnet den 6. august i 2002 (**Figur 24**) med $16000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, som tilsvarer en biomasse på 16 mg/L (våttvekt). Den totale biomassen avtok nedover mot 2 og 4 meters dyp. For blågrønnbakteriene var bildet det samme: Maksimal biomasse i overflaten den 6. august ($11,3 \text{ mg/L}$), for så å avta ned mot 2 og 4 meter. Den prosentvise andelen blågrønnbakterier av det totale planteplanktonet var likevel relativt høy gjennom hele sommersesongen, både for 0, 2 og 4 meters dyp (**Figur 25**). For alle dypene lå andelen av blågrønnbakterier mellom 35 og 80 % i perioden mai til oktober. De vanligst forekommende artene var *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon cf. klebahnii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wessenberghii* og *Anabaena spiroides* (vedlegg E).

Gruppene kiselalger, svelgflagellater og fureflagellater var også betydelig representert gjennom sesongen (**Figur 24**, vedlegg E). Av kiselalgene var *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus* dominerende i mars og mai, mens *Aulacoseira granulata* dominerte fra juli til september. Svelgflagellatene var representert med flere *Cryptomonas*-arter i perioden mars til august. Fureflagellatene hadde størst biomasse i juli og august, med dominans av artene *Ceratium furcoides* og *C. hirundinella*.

En høy andel av blågrønnbakterier, samt arts-sammensetningen totalt sett, bekrefter sterkt eutrofe forhold i Akersvatnet.



Figur 24. Kvantitativ sammensetning av planteplankton i Akersvatnet 2002 ($\text{mg}/\text{m}^3 = \mu\text{g}/\text{L}$). Øverst: 0 meters dyp, i midten: 2 meters dyp, nederst: 4 meters dyp.



Figur 25. Andel blågrønnbakterier (%) av total planteplanktonbiomasse for 3 dyp i Akersvatnet 2002.

3.3.3 Cyanotoksiner og helserisiko

De dominerende artene i blågrønnbakteriesamfunnet i Akersvatnet var *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon cf. klebahnii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii* og *Anabaena spiroides* i 2002. *M. aeruginosa* og *W. naegeliana* (encelleter, kolonidannende) kan produsere toksiner av typen microcystiner. Dette er levertoksiner som kan føre til kroniske leverskader hos mennesker og andre pattedyr. De kan også produsere ukjente toksiner med protraahert giftvirkning (fordøyet effekt i museforsøk, Utkilen 1996). De trådformete artene *Anabaena spiroides* og *Aphanizomenon cf. klebahnii* kan i tillegg produsere nevrotoksiner av typen anatoksiner.

Fordi disse artene er potensielt toksiske, ble det i juli, august og september tatt toksinanalyser med ELISA-immunoassay av utvalgte prøvedyp fra Akersvatnet (0, 2 og 4 meter). Prøvedypene ble valgt etter at det var gjort en analyse av seston-filtrene. Vannprøvene fra de dypene som viste størst tetthet av blågrønnbakterier på filtrene ble analysert videre på toksiner. Samtlige toksinanalyser gav verdier under den laveste standarden på 0,5 µg microcystin pr. liter.

ELISA immunoassay er en semi-kvantitativ test som først og fremst måler på ulike typer av microcystiner (formene LR, LA, RR og YR), der LR er den mest potente formen. I tillegg vil den gi utslag på nodularin, som også er en type levertoksin. Metoden vil derimot ikke slå ut på anatoksiner (nevrotoksiner) fra *Anabaena* og *Aphanizomenon*, noe som vil øke usikkerheten i vurdering av vannkvalitet mhp. helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak.

WHO's anbefalte øvre grense (Chorus & Bartram 1999) er satt til 1 µg microcystin-LR per liter rensedrikkevann, og baserer seg på et forbruk av 2 liter vann per dag av en voksen person på 60 kg. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg microcystin/L.)

3.3.4 Konklusjoner

Tilstanden for vannkvaliteten i Akersvatnet er lite endret fra 2001 (Edwardsen 2002). Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser vil vannkvaliteten basert på middelkonsentrasjoner av fosfor, klorofyll og nitrogen fortsatt vurderes som "Meget dårlig" (tilstandsklasse V) i 2002 (**Tabell 2**). For siktedyp klassifiseres vannkvaliteten som "dårlig" (tilstandsklasse IV).

Tabell 2. Klassifisering av tilstand i Akersvatnet 2002, etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997). Tallene angir middelverdien for sesongen i 0-8 meters dyp.

Variabel	benevning	I	II	III	IV	V
		"Meget god"	"God"	"Mindre god"	"Dårlig"	"Meget dårlig"
Total fosfor	µg/L					56,5
Klorofyll a	µg/L					23,5
Siktedyp	m				1,2	
Total-nitrogen	µg/L					1391

Blågrønnbakteriene dominerte i planteplanktonet gjennom store deler av sesongen, innenfor en variasjon på 35-80%. Også innenfor de andre algegruppene som ble registrert, indikerer de hyppigst forekommende artene at Akersvatnet er en sterkt eutrof innsjø.

De mest dominerende artene blant cyanobakteriene var *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon cf. klebahnii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii* og *Anabaena spiroides*. Med unntak av *M. wesenbergii* er alle artene potensielt toksiske, og kan produsere levertoksiner og/eller nevrotoksiner. Samtlige toksinanalyser som ble tatt fra Akersvatnet (juli-september) gav verdier <0,5 µg microcystiner pr. liter. ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Dette vil bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mhp. helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak. Videre overvåking av vannkvalitet og helserisiko ved bruk av Akersvatnet bør derfor inkludere kvantitative analyser av anatoksiner.

WHOs anbefalte øvre grense (Chorus & Bartram 1999) er satt til 1 µg microcystin-LR per liter rensset drikkevann, og baserer seg på et forbruk av 2 liter vann per dag av en voksen person på 60 kg. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg microcystin/L.)

4. Referanser

- Berge, D. 1984. Effektstudier av spylevannsutslipp fra Akersvannverkets renseanlegg. NIVA-rapport, O-84027. Lnr. 1690, ISBN 82-577-0869-0.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr.2344. O-86116. 111 s.
- Chorus, I., Bartram, J. (red.) 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. World Health Organization, E & FN Spon, London, 416 sider.
- Edvardsen, B. 2002. Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2001. NIVA-rapport nr. 4521-2002, ISBN 82-577-4174-4. 52 s.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G., Eloranta, P. (1998). Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, Part I. Naturvårdsverkets rapport nr. 4860. 86 s.
- Statens forurensningstilsyn 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. ISBN 82-7655-368-0. TA-1468/1997, 31 s.
- Utkilen, H., Skulberg, O.M., Underdal, B., Gjølme, N., Skulberg, R., Kotai, J. 1996. The rise and fall of toxigenic population of *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae/Cyanobacteria)- a decade of observations in Lake Akersvatnet, Norway. Phycologia 35:189-197.

Vedlegg A. Kjemiske analyseresultater

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC/GFF µg/L G 6	TOC mg/L G 4-2	KLS/S µg/L H 1-1
12.03.2002	0	3,75	2,25	49	30,4	9	1510	10	995	215	30,8	1110	5,8	20
12.03.2002	1	5,17	4,00	77	40,2	26	1700	11	1100	228	22,1	1110	6,4	31
12.03.2002	2	4,14	3,71	67	25,1	40	1690	5	1250	118	25,2	635	6,4	13
12.03.2002	4	3,43	2,86	63	19,1	43	1690	7	1250	86,5	26,8	513	6,7	6,2
12.03.2002	8	3,90	3,50	64	18,8	47	1680	10	1150	66,4	26,3	497	6,5	2
12.03.2002	12	7,43	6,00	79	34,1	57	1580	55	1100	92,6	20,0	776	7,6	2,4
min		3,4	2,3	49,0	18,8	9,0	1510,0	5,0	995,0	66,4	20,0	497,0	5,8	2,0
max		7,4	6,0	79,0	40,2	57,0	1700,0	55,0	1250,0	228,0	30,8	1110,0	7,6	31,0
middel		4,6	3,7	66,5	28,0	37,0	1641,7	16,3	1140,8	134,4	25,2	773,5	6,6	12,4
median		4,0	3,6	65,5	27,8	41,5	1685,0	10,0	1125,0	105,3	25,7	705,5	6,5	9,6

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC/GFF µg/L G 6	TOC mg/L G 4-2	KLS/S µg/L H 1-1
07.05.2002	0	8,20	5,40	55	36	16	1750	10	1143	220	31,8	1240	6,2	17
07.05.2002	1	9,00	5,80	83	53,2	25	1900	16	1126	336	22,9	1770	6,1	31
07.05.2002	2	10,60	7,80	68	52,4	22	1760	19	1138	339	25,9	1740	6,5	24
07.05.2002	4	8,80	6,80	50	32,7	21	1640	14	1168	146	32,8	948	6,5	9,8
07.05.2002	8	9,20	8,20	53	32,2	27	1500	50	1170	153	28,3	960	6,2	5,9
07.05.2002	12	11,80	9,40	55	32,2	31	1650	56	1165	113	30,0	843	6,1	6,1
min		8,2	5,4	50,0	32,2	16,0	1500,0	10,0	1126,0	113,0	22,9	843,0	6,1	5,9
max		11,8	9,4	83,0	53,2	31,0	1900,0	56,0	1170,0	339,0	32,8	1770,0	6,5	31,0
middel		9,6	7,2	60,7	39,8	23,7	1700,0	27,5	1151,7	217,8	28,6	1250,2	6,3	15,6
median		9,1	7,3	55,0	34,4	23,5	1700,0	17,5	1154,0	186,5	29,2	1100,0	6,2	13,4

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC/GFF µg/L G 6	TOC mg/L G 4-2	KLS/S µg/L H 1-1
04.06.2002	0	5,2	1,8	58	36,0	16	1820	52	1050	372	31,4	1870	6,6	11
04.06.2002	1	5,4	1,8	71	45,3	20	1680	56	1050	211	23,7	1222	6,8	11
04.06.2002	2	5,6	1,8	74	47,6	22	1650	61	1050	332	22,3	1720	6,8	11
04.06.2002	4	5,0	3,2	52	23,5	28	1690	104	1050	179	32,5	979	6,5	2,9
04.06.2002	8	6,4	5,2	54	21,3	37	1640	157	1000	77,9	30,4	650	6,2	2,2
04.06.2002	12	7,8	5,8	71	31,3	55	1540	343	745	77,3	21,7	738	6,3	2,9
min		5,0	1,8	52,0	21,3	16,0	1540,0	52,0	745,0	77,3	21,7	650,0	6,2	2,2
max		7,8	5,8	74,0	47,6	55,0	1820,0	343,0	1050,0	372,0	32,5	1870,0	6,8	11,0
middel		5,9	3,3	63,3	34,2	29,7	1670,0	128,8	990,8	208,2	27,0	1196,5	6,5	6,8
median		5,5	2,5	64,5	33,7	25,0	1665,0	82,5	1050,0	195,0	27,0	1100,5	6,6	7,0

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC/GFF µg/L G 6	TOC mg/L G 4-2	KLS/S µg/L H 1-1
02.07.2002	0	12,00	7,60	51	35,3	13	1370	7	755	290	26,9	1990	5,9	27
02.07.2002	1	11,20	6,80	48	38,8	12	1370	8	750	305	28,5	1960	5,9	28
02.07.2002	2	11,00	7,40	51	34,4	13	1370	8	750	306	26,9	1990	5,9	26
02.07.2002	4	11,00	7,20	47	37,4	12	1370	9	755	327	29,1	2070	6,1	25
02.07.2002	8	11,00	9,20	46	35,5	24	1370	19	930	101	29,8	885	5,8	5,8
02.07.2002	12	12,20	10,00	59	37,2	36	1360	40	925	97,7	23,1	1000	5,7	5,4
min		11,0	6,8	46,0	34,4	12,0	1360,0	7,0	750,0	97,7	23,1	885,0	5,7	5,4
max		12,2	10,0	59,0	38,8	36,0	1370,0	40,0	930,0	327,0	29,8	2070,0	6,1	28,0
middel		11,4	8,0	50,3	36,4	18,3	1368,3	15,2	810,8	237,8	27,4	1649,2	5,9	19,5
median		11,1	7,5	49,5	36,4	13,0	1370,0	8,5	755,0	297,5	27,7	1975,0	5,9	25,5

Vedlegg A- fortsatt : Kjemiske analyseresultater

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC/GFF µg/L G 6	TOC mg/L G 4-2	KLS/S µg/L H 1-1
06.08.2002 0		7,60	<1	52	23,5	7	1300	15	152	741	25,0	4900	7,2	75
06.08.2002 1		6,00	<1	63	44,2	11	1460	16	160	1040	23,2	6420	8	106
06.08.2002 2		6,00	1,20	44	32,3	8	1140	16	200	543	25,9	3580	6,9	57
06.08.2002 4		5,20	1,60	42	28,7	14	950	30	267	236	22,6	1420	6,8	20
06.08.2002 8		6,00	3,60	34	21,9	14	1060	95	451	138	31,2	828	6,5	7,4
06.08.2002 12		18,00	12,40	118	47,1	58	1160	549	46	340	9,8	1930	7,3	6,7
min		5,2		34,0	21,9	7,0	950,0	15,0	46,0	138,0	9,8	828,0	6,5	6,7
max		18,0	12,4	118,0	47,1	58,0	1460,0	549,0	451,0	1040,0	31,2	6420,0	8,0	106,0
middel		8,1		58,8	33,0	18,7	1178,3	120,2	212,7	506,3	23,0	3179,7	7,1	45,4
median		6,0		48,0	30,5	12,5	1150,0	23,0	180,0	441,5	24,1	2755,0	7,1	38,5

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC/GFF µg/L G 6	TOC mg/L G 4-2	KLS/S µg/L H 1-1
10.09.2002 0		8,40	2,80	58	48,8	10	705	7	<1	401	12,2	2500	6,3	30
10.09.2002 1		8,20	2,40	58	46,8	12	780	7	<1	394	13,4	2460	6,3	31
10.09.2002 2		7,20	1,60	59	48,8	11	680	7	<1	418	11,5	2400	6,2	30
10.09.2002 4		7,60	2,40	59	41,2	11	635	7	<1	321	10,8	2090	6,3	25
10.09.2002 8		7,20	3,20	45	32,5	12	570	22	3	250	12,7	1480	6,2	15
10.09.2002 12		12,80	7,60	584	155	520	2100	1500	<1	408	3,6	2950	8,7	12
min		7,2	1,6	45,0	32,5	10,0	570,0	7,0	<1	250,0	3,6	1480,0	6,2	12,0
max		12,8	7,6	584,0	155,0	520,0	2100,0	1500,0	3,0	418,0	13,4	2950,0	8,7	31,0
middel		8,6	3,3	143,8	62,2	96,0	911,7	258,3		365,3	10,7	2313,3	6,7	23,8
median		7,9	2,6	58,5	47,8	11,5	692,5	7,0	<1	397,5	11,8	2430,0	6,3	27,5

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC/GFF µg/L G 6	TOC mg/L G 4-2	KLS/S µg/L H 1-1
24.10.2002 0		10,4	8,4	54	27,1	35	755	87	230	152	14,0	810	5,6	6,7
24.10.2002 1		7,2	6,4	55	28,1	36	755	87	240	139	13,7	733	5,7	6,4
24.10.2002 2		7,6	6,4	59	32,6	37	755	87	230	131	12,8	794	5,7	6,4
24.10.2002 4		7,4	6,2	56	32,5	37	790	87	245	128	14,1	819	5,6	6,6
24.10.2002 8		9	8	60	28,3	39	896	86	310	132	14,9	814	5,8	6,7
24.10.2002 12		10,2	8,2	62	30,5	41	875	88	360	113	14,1	848	5,8	6,7
min		7,2	6,2	54,0	27,1	35,0	755,0	86,0	230,0	113,0	12,8	733,0	5,6	6,4
max		10,4	8,4	62,0	32,6	41,0	896,0	88,0	360,0	152,0	14,9	848,0	5,8	6,7
middel		8,6	7,3	57,7	29,9	37,5	804,3	87,0	269,2	132,5	13,9	803,0	5,7	6,6
median		8,3	7,2	57,5	29,4	37,0	772,5	87,0	242,5	131,5	14,0	812,0	5,7	6,7

Vedlegg B. Feltdata

dato	Siktedyp	Farge
12.03.2002	1,5	Gullig brun
07.05.2002	0,9	Gullig brun
04.06.2002	1,4	Gullig grønn
02.07.2002	0,9	Gullig brun
06.08.2002	1	Gullig grønn
10.09.2002	1,2	Gullig grønn
24.10.2002	1,5	Brun
min	0,9	
max	1,5	
middel	1,2	
median	1,2	

Vanntemperatur (oC), 2002

Dyp(m)/dato	12.03.02	07.05.02	04.06.02	02.07.02	06.08.02	10.09.02	24.10.02
0	3,2	11,9	18,1	18,1	23,1	18,8	5,6
1	3,9	11,5	18,1	18,3	22,7	18,8	5,6
2	3,5	11,1	18,0	18,3	22,0	18,7	5,6
3	3,5	10,5	16,4	18,3	21,3	18,7	5,6
4	3,2	10,0	15,6	18,3	20,9	18,6	5,6
5	3,1	10,0	15,2	18,3	20,2	18,5	5,5
6	3,2	9,8	14,8	18,3	18,9	18,4	5,5
7	3,3	9,7	14,1	16,7	18,0	18,4	5,5
8	3,6	9,7	13,0	15,4	17,0	18,3	5,5
9	3,9	9,6	11,7	13,5	16,6	18	5,5
10	4,0	9,6	11,4	12,8	15,7	17,3	5,5
11	3,9	9,6	10,9	12,2	15,1	16	5,5
12	4,1	9,4	10,6	11,7	14,3	15,2	5,5

Vedlegg B fortsatt: Feltdata

Oksygenmetning (%), 2002

Dyp (m)/ dato	12.03.02	07.05.02	04.06.02	02.07.02	06.08.02	10.09.02	24.10.02
0	131	111	103	104	137	75	105
1	108	112	101	104	136	72	106
2	95	105	100	104	106	70	106
3	93	101	88	104	82	68	106
4	81	95	82	104	77	63	107
5	74	93	82	104	63	51	106
6	60	90	78	102	43	49	106
7	54	90	68	65	20	47	106
8	46	90	52	33	1	34	106
9	23	89	36	4	1	30	106
10	15	88	33	2	0	3	106
11	21	88	25	1	0	2	106
12	16	84	17	1	0	1	107

Konduktivitet (mS/m), 2002

dyp (m) / dato	12.03.02	07.05.02	04.06.02	02.07.02	06.08.02	10.09.02	24.10.02
0	13,0	15,5	13,4	13,3	16,3	15,1	16,4
1	13,0	15,5	13,4	13,4	16,4	15,2	16,4
2	13,6	15,6	13,4	13,4	16,1	15,3	16,4
3	13,6	15,7	13,5	13,5	16,0	15,4	16,5
4	13,9	15,7	13,6	13,5	16,0	15,4	16,5
5	14,1	15,8	13,6	13,5	16,0	15,5	16,5
6	14,3	15,8	13,6	13,7	16,2	15,5	16,5
7	14,4	15,8	13,7	13,7	16,5	15,6	16,5
8	14,5	15,8	13,9	14,0	16,8	15,6	16,5
9	14,7	15,8	13,9	14,1	17,0	15,9	16,5
10	14,8	15,8	14,0	14,3	17,4	16,7	16,5
11	14,9	15,8	14,1	14,5	18,0	18,5	16,5
12	15,1	15,9	14,2	15,0	19,1	19,8	16,5

Vedlegg C. Volumrelaterte beregninger

Intervall For 0-13m				
Prøve (m)	dybde- intervall (m)	mill*m3	%	
0	¹ 0.0- 0.8	1,79	12,4	
1	0.8- 1.8	2,04	14,2	
2	1.8- 2.8	1,86	12,9	
3	2.8- 3.8	1,69	11,8	
4	3.8- 4.8	1,53	10,6	
5	4.8- 5.8	1,35	9,3	
6	5.8- 6.8	1,17	8,1	
7	6.8- 7.8	0,95	6,6	
8	7.8- 8.8	0,71	4,9	
9	8.8- 9.8	0,58	4,0	
10	9.8-10.8	0,37	2,6	
11	10.8-11.8	0,25	1,7	
12	11.8-14	0,16	1,1	
Sum		14,4	100	

¹ Vannprøve for intervallet 0-0,8 m er tatt med lokket av vannhenter i 0 m dyp osv.

Vedlegg D. Resultater fra ELISA-immunoassay

utført av Sigrid Haande ved NIVA.

AKERSVATNET

Prøvenr	Type prøve	Absorbans 450 nm	Microcystinkons. (µg/L)
02.07.2002	Standard 0,5 µg MC-LR/L	0,781	
02.07.2002	Standard 3 µg MC-LR/L	0,235	
02.07.2002	Akersvatnet-6.9.01, vannprøve 0-1 m	1,039	< 0,5
02.07.2002	Akersvatnet-6.9.01 vannprøve 2-3 m	1,228	< 0,5
02.07.2002	Akersvatnet-6.9.01 vannprøve 4-5 m	1,093	< 0,5

Prøvene ble forbehandlet ved å fryses/tines 3 ganger.

Prøvenr	Type prøve	Absorbans 450 nm	Microcystinkons. (µg/L)
06.08.2002	Standard 0,5 µg MC-LR/L	0,764	
06.08.2002	Standard 3 µg MC-LR/L	0,163	
06.08.2002	Akersvatnet- vannprøve 0-1 m	0,846	< 0,5
06.08.2002	Akersvatnet-vannprøve 2-3 m	0,885	< 0,5
06.08.2002	Akersvatnet- vannprøve 4-5 m	1,140	< 0,5

Prøvene ble forbehandlet ved å fryses/tines 3 ganger.

Prøvenr	Type prøve	Absorbans 450 nm	Microcystinkons. (µg/L)
10.09.2002	Standard 0,5 µg MC-LR/L	0,676	
10.09.2002	Standard 3 µg MC-LR/L	0,110	
10.09.2002	Akersvatnet- vannprøve 0-1 m	1,048	< 0,5
10.09.2002	Akersvatnet-vannprøve 2-3 m	1,026	< 0,5
10.09.2002	Akersvatnet- vannprøve 4-5 m	0,971	< 0,5

Prøvene ble forbehandlet ved å fryses/tines 3 ganger.

Vedlegg E. Kvantitative planteplanktonanalyser

Akersvatn. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	10	10	10
Dag	12	12	12	7	7	7	4	4	4	2	2	2	6	6	6	10	10	10	24	24	24
Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)																					
Achroonema sp.	1,5
Anabaena spiroides	2,7	2,7	.	97,7	35,5	.	290,3	95,9	126,0	44,4	26,6	35,5
Aphanizomenon cf. klebahnii	737,5	970,7	658,8	5468,5	3812,8	486,8	43,7	43,7	35,0	23,3	20,4	30,6
Løse celler av Woronichinia naegelliana	97,5	29,4
Microcystis aeruginosa	7,2	1,8	.	.	.	92,0	180,0	78,0	2067,0	551,2	212,0	2219,4	2091,6	1859,2	185,5	72,9	53,0
Microcystis wesenbergii	2,4	2,4	116,6	86,3	5,3	4,8	10,6	.	12,0	8,0	.
Snowella lacustris	0,6
Woronichinia compacta	5,3	0,6	5,3	.	.
Woronichinia naegelliana	3,2	35,2	25,6	104,0	44,8	35,2	914,0	459,2	78,4	2071,7	1593,6	1344,6	3585,6	3510,9	933,8	199,2	265,6	192,6	74,2	102,0	148,4
Sum - Blågrønnalger	3,2	35,2	25,6	104,0	52,0	37,0	914,0	562,0	108,4	2905,9	2749,4	2083,8	11335,4	7996,8	1637,9	2757,5	2507,4	2212,7	344,7	229,9	267,5

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	10	10	10
	Dag	12	12	12	7	7	7	4	4	4	2	2	2	6	6	6	10	10	10	24	24	24
	Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m
Chlorophyceae (Grønnalger)																						
	Ankistrodesmus falcatus	0,4	0,8
	Ankistrodesmus judayi	5,0	6,1	4,3	1,7	1,2	1,7	.	.	.	0,4
	Botryococcus braunii	1,6	0,8	.	10,6	.	.	.	0,7
	Chlamydomonas sp. (l=12)	12,7	1,6	4,8	1,6
	Chlamydomonas sp. (l=8)	419,8	159,0	34,5	0,5
	Closterium acutum v.variabile	10,7	11,9	15,5	0,6	1,2	.
	Closterium limneticum	.	.	.	0,4	0,4	0,2	0,4	.	0,5	.	.
	Closterium stigosum	0,5	1,0
	Coelastrum asteroideum	0,5	0,2	.	.	.	4,0
	Coelastrum microporum	2,5
	Cosmarium subcostatum	0,5
	Dictyosphaerium pulchellum	2,8
	Eutetramorus fottii	1,0	0,6	0,5	3,2
	Fusola viridis	.	.	.	4,0	1,3	3,3	0,3
	Gyromitus cordiformis	1,2
	Hofmania appendiculata	0,7
	Koliella longiseta	0,3
	Monoraphidium contortum	0,5	0,4	.	.	.
	Oocystis lacustris	0,4	.	.	3,2	6,4	12,7	4,0	.	.
	Oocystis parva	3,2	3,2	4,8	3,2	4,8	1,6	1,6	4,8	1,9	8,5	0,9
	Pediastrum boryanum	1,6	.	.	.	1,6	.	.	.	10,6	.	.
	Pediastrum duplex	1,0	.	2,0
	Planctosphaeria gelatinosa	0,6
	Scenedesmus armatus	2,7	3,2	.	.	.	3,2	2,1	2,1	0,5	.	.
	Scenedesmus bicaudatus	2,7	.	0,2	2,1	6,4	1,6	1,6	1,6
	Scenedesmus denticulatus	4,0	.	3,2
	Scenedesmus eornis	.	.	.	2,7	.	.	1,2
	Scenedesmus quadricauda	.	.	.	0,8	4,8	0,4	.	4,2	4,8	5,3	.	0,7
	Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	2,4
	Schroderia setigera	0,1
	Scourfieldia complanata	.	10,1	1,2
	Sphaerellopsis sp.	1,1	.	.
	Sphaerocystis schroeteri	0,3
	Staurastrum erasum	4,0
	Staurastrum gracile	4,8	4,8	3,6	245,7	21,2	63,6
	Staurastrum paradoxum	9,3	0,7	18,6	129,2	46,4	66,8	55,2	32,0	49,8	21,2	5,3	10,6
	Staurastrum paradoxum v.parvum	0,3	.	8,0
	Staurastrum planctonicum	33,6	50,4	16,8	42,4	21,2	42,4	21,2	21,2	23,9	2,0	.	6,0
	Sum - Grønnalger	432,7	169,1	35,6	8,3	14,7	7,3	7,8	9,2	15,2	72,0	95,0	93,5	440,1	99,5	188,5	78,4	58,6	78,8	25,6	30,6	21,5

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	10	10	10
	Dag	12	12	12	7	7	7	4	4	4	2	2	2	6	6	6	10	10	10	24	24	24
	Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m
Chrysophyceae (Gullalger)																						
Chromulina nebulosa		87,5	.	1,7
Craspedomonader		7,2	2,8	1,1	0,1	1,2	0,3	.	.	.	0,5	.	.
Cyster av chrysophyceer		.	4,5	17,9
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		3,2	6,4	0,9	2,7	2,7	1,3	3,0	3,0	.	50,6	37,1	56,7
Mallomonas spp.		1,6	9,9	8,0
Monochrysis agillissima		.	.	0,3
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		.	4,3	5,5	10,3	5,3	4,9	1,5	0,4	1,2	0,8	1,1	0,7	0,4	0,8	0,3	0,9	0,6	0,7	1,3	0,5	0,1
Små chrysomonader (<7)		.	.	.	34,1	32,0	23,4	1,2	2,1	2,6	14,5	10,9	16,7	3,6	4,7	4,0	8,6	9,0	9,6	7,6	2,6	1,8
Små chrysomonader (<7) (små ind 45 µm)		2715,1	181,0	17,9
Steloxomonas dichotoma		.	5,8	9,7	0,3
Store chrysomonader (>7)		10,3	34,5	14,6	12,1	5,2	5,2	.	0,9	1,7	3,4	1,7	0,9	0,9	0,9	.	1,7	4,3	3,4	5,2	3,0	3,0
Sum - Gullalger		2817,7	246,4	76,5	59,1	45,2	34,8	5,7	6,3	5,5	76,4	53,5	76,3	5,0	7,5	4,5	11,3	13,9	13,8	14,6	6,1	5,0
Bacillariophyceae (Kiselalger)																						
Achnanthes minutissima v.cryptoccephala		.	.	.	4,2	3,2
Asterionella formosa		68,5	41,4	74,8	.	.	.	2,6	.	.	2,5	2,9	.
Aulacoseira alpigena		0,3	4,5	16,2	38,3	105,9	105,9	2,3	.	14,6	85,6	87,8	63,1	.	.	.	3,4	2,3	1,1	.	.	7,3
Aulacoseira distans		0,6	8,0
Aulacoseira granulata		1139,4	1755,6	1018,6	58,3	1033,5	365,2	510,5	246,5	831,7	27,8	42,3	20,4
Aulacoseira granulata v.angustissima		8,7	16,7	4,0	.	1,2	3,7	18,9	13,1	21,3	0,6	.	.
Aulacoseira italica		.	10,9	1,0	.	2,3	9,0	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima		.	.	.	0,6	4,2	3,4	.	.	.	18,0	6,4	.	1,6
Cyclotella glomerata		5,2	4,8	2,0	8,5	2,5	4,9	.	.	.	1,1	1,9
Fragilaria crotonensis		1,7	.	.	.	68,2	16,5	34,1	43,7	29,2	63,9	.	3,3	5,5	4,4	7,3	.
Fragilaria sp. (l=30-40)		0,6
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")		1,0
Fragilaria ulna (morfotyp"ulna")		.	.	.	16,0	16,0	24,0	49,8	4,0	8,0	.	.	.
Melosira lineata		.	.	.	6,8
Melosira varians		11,0	17,6	11,0
Nitzschia sp. (l=40-50)		.	.	.	30,2	42,9	31,8	.	.	.	26,0	24,1	32,5
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus		629,6	464,3	238,5	866,8	1565,9	1035,4	.	.	1,7	8,6	8,3	30,1	.	0,9	1,9	.	.
Stephanodiscus hantzschii		0,3	.	4,8	4,8	0,6
Sum - Kiselalger		629,9	479,7	255,7	963,0	1740,3	1202,7	7,4	4,8	19,2	1442,5	1983,3	1277,8	102,0	1064,7	433,8	586,2	271,0	867,6	52,5	52,5	30,0

NIVA 4605-2002

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	10	10	10
	Dag	12	12	12	7	7	7	4	4	4	2	2	2	6	6	6	10	10	10	24	24	24
	Dyp	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m
Cryptophyceae (Svelgflagellater)																						
Chroomonas sp.		0,5	9,5	3,2	.	.	.	6,4	20,4	2,9	9,5
Cryptomonas curvata		.	25,0	5,0
Cryptomonas erosa		.	38,2	2,5	898,7	1467,7	205,1	20,4	32,1	5,8	103,4	159,0	151,1	178,7	73,0	39,8	105,7	93,3	75,8	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		6,5	13,4	4,0	305,3	449,4	90,1	10,1	4,4	4,0	25,2	21,2	31,8	63,6	23,9	19,1
Cryptomonas marssonii		0,4	.	.	226,6	250,4	31,8	17,0	18,6	3,7	9,5	0,4	4,8	8,5	4,2
Cryptomonas pyrenoidifera		19,1	3,2	11,7	9,5	6,4
Cryptomonas sp. (l=15-18)		3,2
Cryptomonas spp. (l=24-30)		10,5	12,5	4,0	451,8	218,6	53,0	3,5	4,0	3,5	.	.	.	6,6
Cyathomonas truncata		1,8
Katablepharis ovalis		220,4	23,3	19,3	1,1	1,6	1,6	0,3	0,5	0,5	4,8	2,9	3,6	.	.	0,2	8,6	7,6	2,6	0,7	.	0,3
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		1679,0	89,0	12,6	90,1	40,1	7,3	34,5	89,8	31,5	60,1	56,5	61,6	41,2	7,4	.	120,2	89,4	40,1	5,7	3,8	2,5
Rhodomonas lens		.	5,3	3,2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		15,8	4,0	1,6	11,9	45,7	2,0	11,1	8,0	1,6	.	0,1	.	1,6	3,2	1,5
Sum - Svelgflagellater		1933,1	220,3	55,4	1985,5	2473,6	390,9	103,2	177,7	53,5	234,7	243,3	264,5	309,8	119,8	60,5	234,5	190,3	118,5	6,4	3,8	2,8
Dinophyceae (Fureflagellater)																						
Ceratium furcoides		228,0	168,0	126,0	3090,9	511,3	232,4	2756,4	1546,3	963,6	.	.	.
Ceratium hirundinella		.	.	.	24,0	.	.	216,0	204,0	6,0	1206,0	1056,0	1092,0	397,5	74,7	124,5	.	.	.	39,8	.	.
Gymnodinium cf.lacustre		.	3,6	7,4	2,1	.	.
Gymnodinium cf.uberrimum		.	3,0
Gymnodinium sp. (l=14-16)		9,1	3,2	1,0
Peridiniopsis edax		1,9	12,3	.	.	37,0	.	.	12,3	.	4,7	.	.	.
Peridinium goslaviense		.	2,8
Peridinium polonicum		.	13,8
Peridinium raciborskii (P.palustre)		8,0
Peridinium sp. (l=15-17)		6,6	26,2	13,1	.	4,4	4,4
Peridinium umbonatum		.	15,6	14,3
Peridinium willei		9,0
Sum - Fureflagellater		17,6	68,2	35,8	24,0	4,4	0,0	216,0	204,0	6,0	1446,3	1233,0	1222,4	3525,4	586,0	364,9	2768,8	1546,3	968,3	2,1	39,8	0,0

NIVA 4605-2002

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
Måned		3	3	3	5	5	5	6	6	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	10	10	10
Dag		12	12	12	7	7	7	4	4	4	2	2	2	6	6	6	10	10	10	24	24	24
Dyp		0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m
Euglenophyceae (Øyealger)																						
Trachelomonas hispida		0,7	.	1,0	.	4,9	6,6	.	3,3	.	.	.	4,9	.	.	16,6	16,6	24,8
Trachelomonas volvocina		18,7	118,9	184,5	61,2	87,5	104,9	42,6	29,0	80,5	118,9	46,5	36,2	.	10,3	86,3	26,2	43,7	126,8	215,0	213,6	173,9
Sum - Øyealger		19,4	118,9	185,5	61,2	92,4	104,9	42,6	29,0	80,5	125,5	46,5	39,5	0,0	10,3	86,3	31,1	43,7	126,8	231,6	230,2	198,8
My-alger																						
My-alger		.	40,2	20,5	24,5	21,4	14,4	18,2	23,8	15,1	24,5	22,0	20,3	42,0	35,0	24,5	63,0	52,5	45,5	24,5	18,2	12,6
Sum - My-alge		0,0	40,2	20,5	24,5	21,4	14,4	18,2	23,8	15,1	24,5	22,0	20,3	42,0	35,0	24,5	63,0	52,5	45,5	24,5	18,2	12,6
Sum totalt :		5853,5	1377,9	690,6	3229,6	4443,8	1792,0	1314,8	1016,7	303,5	6327,9	6426,0	5078,0	15759,6	9919,6	2800,9	6530,7	4683,7	4432,0	702,0	611,0	538,1

Vedlegg F. Kjemiske analysemetoder

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
B 1	Suspendert tørrstoff og gløderest	mg/l	STS, SGR
Tittel:			
Bestemmelse av suspendert stoff og dets gløderest i avløpsvann.			
Anvendelsesområde:			
Til bestemmelse av suspendert stoff og gløderest av dette i avløpsvann. Nedre grense er 5 mg/l, (denne grensen kan endres avhengig av filtrert prøvevolum). Metoden kan ikke brukes til å bestemme suspendert olje.			
Prinsipp:			
Prøven filtreres gjennom glassfiberfilter Whatman GF/C, som tørkes ved 105 °C og veies. Det suspenderte tørrstoffet i prøven representeres ved filterets vektøkning. Filteret glødes ved 550 °C og gløderesten bestemmes gjennom veiing. Vektreduksjonen ved glødingen er glødetapet.			
Instrument(er):			
Filteroppsats, vannstrålepumpe, Whatman GF/C glassfiberfilter med diameter 47 mm. Thermaks 4115 varmeskap, Naber Multitherm N11/R glødeovn, Sartorius R 200 D vekt.			
Måleusikkerhet:			
7 målinger av STS og 6 målinger av SGR i en cellulose/kaolin blanding med forventet verdi 50.5 og 21.9 mg/l, ga middelerdi og standard avvik på 49.6 og 1.9 mg/l for STS, og 21.0 og 2.7 mg/l for SGR.			
Referanser:			
NS 4733. Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest. 1983, 2. utgave.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 1-1	Fosfat	µg/l P	PO4-P
Tittel:			
Bestemmelse av fosfat med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av fosfat i naturlig ferskvann og sjøvann. Den maksimale fosforkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortynning er 500 µg/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l P. Silisium og arsen kan interferere, men ved de betingelser som brukes her interfererer ikke SiO ₂ lavere enn 5 mg/l.			
Prinsipp:			
I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0,1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en gulfarget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. Metoden utføres automatisert med autoanalysator.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
43 målinger av en syntetisk fosfatløsning med konsentrasjon 4 µg/l ga som middelerdi 4,03 µg/l og standardavvik 0,14 µg/l. Tilsvarende for 41 målinger av 40 µg/l ga 40,0 og 0,41 µg/l, og 42 målinger av 400 µg/l ga 400,2 og 2,7 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard NS 4724. Bestemmelse av fosfat. 2. Utg. 1984. Modifisert ved at metoden er automatisert.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 2-1	Totalfosfor	µg/l P	Tot-P/L
Tittel:			
Bestemmelse av totalfosfor i ferskvann og sjøvann med Skalar Autoanalysator etter oppslutning med peroksodisulfat.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av totalfosfor i naturlig ferskvann og sjøvann med Skalar autoanalysator, og er ikke egnet for avløpsvann med høyt innhold av organisk materiale. Den maksimale fosforkonsentrasjon som bestemmes uten fortynning er 500 µg/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l P.			
Prinsipp:			
Komplekse, uorganiske fosfater og organisk bundet fosfor omdannes til ortofosfat ved oppslutning med peroksodisulfat i surt miljø. Oppslutningen skjer ved koking i lukket teflon-beholder i autoklav. I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0.1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en gulfarget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. For prøver med høyt innhold av organisk stoff må en kraftigere oksidasjonsmetode benyttes. Interferens fra fritt klor elimineres av askorbinsyren under den fargefrem-kallende reaksjon.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
20 målinger av en kaliumhydrogenfosfatløsning med konsentrasjon 4,85 µg/l ga middelerdi 4,76 µg/l og standardavvik 0,17 µg/l. Tilsvarende for 20 målinger av 48,5 µg/l ga 48,6 og 0,62 µg/l, og 19 målinger av 485 µg/l ga 487,6 og 2, µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4725. Bestemmelse av totalfosfor – Oppslutning med peroksodisulfat. 3. Utg. 1984. Modifisert ved at bestemmelsestrinnet er automatisert.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 3	Nitrat + nitritt-nitrogen	µg/l N	NO3-N
Tittel:			
Bestemmelse av nitritt + nitrat med Skalar Autoanalysator i ferskvann, sjøvann og rensset avløpsvann.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av summen av nitrat- og nitritt-nitrogen i naturlig ferskvann og sjøvann, samt i rensset avløpsvann. Metoden er ikke egnet for direkte bestemmelse i avløpsvann med høyt innhold av metaller eller organisk materiale. Avløpsvann som inneholder partikulært materiale må filtreres før analyse. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortynning av prøven er 1200 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l.			
Prinsipp:			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for systemer der det anvendes luftsegmentering. Nitrat reduseres av kobberbelagt kadmium til nitritt i en bufret løsning der pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)-etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 540 nm.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
Området 1 – 150 µg/l: 44 målinger av en kaliumnitratløsning 5 µg/l N ga middelverdien 5,6 µg/l og standardavviket 1,0 µg/l. 43 målinger av 50µg/l ga tilsvarende 49,7 og 1,3 µg/l. For området 5 – 1200 µg/l: 45 målinger av 5 µg/l ga 4,8 og 1,1 µg/l, 43 målinger av 50 µg/l ga 49,2 og 1,7 µg/l, og 42 målinger av 1000 µg/l ga 1013 og 16 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4745. Bestemmelse av summen av nitritt- og nitratnitrogen. 2. Utg, 1991. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 5-1	Ammonium-nitrogen	µg/l	NH4-N, NH4-N-Sj
Tittel:			
Bestemmelse av ammonium-nitrogen med Technicon Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Denne metoden gjelder for bestemmelse av ammonium-nitrogen i ferskvann og sjøvann. Minste bestembare konsentrasjon er 5 µg/l . Høyeste konsentrasjon for direkte bestemmelse er 500 µg/li ferskvann og 250 µg/l for sjøvann. Ved å bruke en 1:10 fortynning kan man analysere opp til 5000 µg/l. Prøver med høyere ammoniuminnhold, forurensede prøver og sulfidholdig sjøvann analyseres med ammonium elektrode.			
Prinsipp:			
Ammonium reagerer i svakt alkalisk løsning (pH 10.8 til 11.4) med hypokloritt under dannelsen av monokloramin, som i nærvær av fenol og overskudd av hypokloritt gir en blåfarget forbindelse, indofenolblått. Absorbansen til denne forbindelsen måles ved bølge-lengden 630 nm. Reaksjonen blir katalysert av pentacyanonitrosylferrat (nitroprussid).			
Instrument(er):			
Technicon Autoanalysator II med ammoniumkasett og Sampletron prøveveksler.			
Måleusikkerhet:			
43 målinger av en ammoniumsulfatløsning med konsentrasjon 200 µg/l N i ferskvann ga middelerdi 199,8 µg/l og standardavvik 1,9 µg/l. Tilsvarende for en 200 µg/l løsning i sjøvann ga 42 målinger 201,0 og 5,0 µg/l N.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4746. Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammonium-nitrogen. 1. utg. 1975. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 6-1	Totalnitrogen	µg/l N	Tot-N/L
Tittel:			
Bestemmelse av nitrogen i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksodisulfat, sluttbestemmelse med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogeninnhold i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksodisulfat. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning av prøven er 1500 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense settes da til 10 µg/l. Prøvene fortynnes maksimalt 1:4. Prøver med høyere nitrogeninnhold sendes til bestemmelse av TOT-N/H.			
Prinsipp:			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for analysesystemer der det anvendes luftsegmentering. Organiske og uorganiske nitrogenforbindelser oksideres til nitrat ved oppslutning med kaliumperoksodisulfat i alkalisk miljø. Nitrat bestemmes som nitritt etter reduksjon i en kobberbelagt kadmiumkolonne i en bufret løsning med pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2.0) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 540 nm.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
45 målinger av en kaliumnitratløsning med konsentrasjon 400 µg/l ga middelveiden 405 µg/l og standardavviket 7,9 µg/l. 45 målinger av en EDTA-løsning med 400 µg/l N ga tilsvarende 405 og 7,2 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4743. Vannundersøkelse – Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksodisulfat.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 4 - 2	Totalt organisk karbon	mg/l	TOC
Tittel:			
Bestemmelse av totalt organisk karbon med peroksoedisulfat / UV metoden.			
Anvendelsesområde:			
Totalt organisk karbon i ferskvann uten partikler, eventuelt filtreres med GF/F-filter, gir løst organisk karbon, DOC (dissolved organic carbon). Under analysen gjennomobiles prøven, og flyktige organiske forbindelser drives også ut sammen med uorganisk CO ₂ , slik at det er ikke-flyktig organisk karbon som bestemmes, NPOC (non-purgeable organic carbon). Metoden er mindre egnet til å oksidere partikulært materiale. Området for direkte bestemmelse er 0,1 - 20 mg/l C. 20 – 50 mg/l fortynnes. Deteksjonsgrensen er 0.10 mg/l C.			
Prinsipp:			
Prøven surgjøres med fosforsyre og gjennomobiles med oksygen for å fjerne uorganisk karbon. OBS! Flyktig organisk karbon blir også fjernet ved denne behandlingen! Den gjennomobilete prøven tilsettes en løsning av natriumperoksydisulfat, og UV-bestråles. Organiske karbonforbindelser oksideres til CO ₂ , som blir kvantitativt målt med en IR-detektor.			
Instrument(er):			
Phoenix 8000 TOC-TC analysator med prøvekarusell STS 8000.			
Måleusikkerhet:			
23 målinger av en kaliumhydrogenftalatløsning med konsentrasjon 0.5 mg/l ga middelerdi 0.49 mg/l og standardavvik 0.025mg/l. Tilsvarende for 30 målinger av 5.0 mg/l ga 4.89 og 0.069 mg/l.			
Referanser:			
Wet Chemical Oxidation IR-detection (EPA godkjent metode nr. 415.1 - STANDARD). Standard Methods 5310C, ASTM D 4779 og D 4839.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 6	Totalt karbon og nitrogen	mg/l	TC/F, TN/F, TOC/F
Tittel:			
Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser : 0.1% nitrogen - 1.0 µ g/mg N, 0.1% karbon - 1.0 µ g/mg C.			
Prinsipp:			
Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N ₂ -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N ₂ - og CO ₂ -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.			
Instrument(er):			
Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.			
Måleusikkerhet:			
84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelvei 41.66 % og standardavvik 0.22 % C. For nitrogen er teoretisk verdi 16.27 %, og 84 målinger ga her 16.37 og 0.36 % N.			
Referanser:			
CARLO ERBA STRUMENTAZIONE, ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS, Elemental analysis lab, Carlo Erba. January 1987.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 1-1	Klorofyll a	µg/l	KLA/S
Tittel:			
Spektrofotometrisk bestemmelse av klorofyll a i metanolekstrakt.			
Anvendelsesområde:			
Klorofyll-a kan brukes som et indirekte mål for algebiomassen, men man må være oppmerksom på at algenes innhold av klorofyll-a varierer avhengig av lys, temperatur, næringsforhold etc. Metoden kan anvendes både for ferskvann og sjøvann. Fremgangsmåten forutsetter filtrering av inntil 2,5 liter vann avhengig av algekonsentrasjonen i vannet. Den minste klorofyllmengden som kan bestemmes ved bruk av f.eks. 1 liter vann, 5 cm kyvetter og 5 ml ekstraktvolum er ca. 0,25 µg/l.			
Prinsipp:			
Denne metoden beskriver en spektrofotometrisk metode for bestemmelse av klorofyll-a i 100 % metanol, og er basert på metoden foreslått av Richard & Thompson (1952) med modifikasjoner foreslått av Marker et.al. (1980). Det korrigeres ikke for klorofyll <u>b</u> , <u>c</u> og nedbrytningsprodukter (phaeopigmenter). Denne metoden avviker noe fra Norsk Standard (NS 4767) idet tørkingen av filterne etter filtrering er sløyet i denne metoden. Klorofyllet ekstraheres med metanol, og ekstraktets absorptans måles ved absorpsjonsmaksimum, som normalt (ikke nedbrutt) er ved bølgelengden 665 ± 1 nm. Korreksjon for turbiditet i ekstraktet gjøres ved å trekke fra absorptansen ved 750 nm hvor klorofyll har lav absorptans.			
Instrument(er):			
Perkin-Elmer Lambda 40 spektrofotometer med 50 mm kyvetter av optisk spesialglass.			
Måleusikkerhet:			
10 dobbeltanalyser av tre ulike prøver ga følgende middelerverdier og standardavvik: Maridalsvannet 2.2 og 0.09 µg/l, Gjersjøen 9.5 og 0.25 µg/l, og Helgetjern 91 og 3.6 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4767 Vannundersøkelse. Bestemmelse av klorofyll-a, spektrofotometrisk måling i metanolekstrakt.			